ÉBAUCHE POUR
COMMENTAIRES DU PUBLIC

DRAFT FOR
PUBLIC COMMENTS

Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999

LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE

RAPPORT D'ÉVALUATION

L'AMMONIAC DANS LE MILIEU AQUATIQUE

Environnement Canada
Santé Canada

Mai 2000

TABLE DES MATIÈRES

SYNOPSIS **8**

1.0 INTRODUCTION **11**

2.0 RÉSUMÉ DE L'INFORMATION ESSENTIELLE À L'ÉVALUATION DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999 ..... **15**

2.1 IDENTITÉ ET PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES 15
2.2 CARACTÉRISATION DE LA PÉNÉTRATION 17
2.2.1 Production et usages *17*
2.2.2 Sources et rejets *18*
2.2.2.1 Sources naturelles 18
2.2.2.2 Sources anthropiques 18
2.2.2.2.1 Sources industrielles 18
2.2.2.2.2 Sources municipales 20
2.2.2.2.3 Débordement de l'égout unitaire 21
2.2.2.2.4 Sources agricoles 22
2.3 CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION 25
2.3.1 Devenir dans l'environnement *25*
2.3.1.1 Air 26
2.3.1.2 Eaux de surface 29
2.3.1.3 Sol et eaux souterraines 30
2.3.2 Concentrations dans l'environnement *31*
2.3.2.1 Air 31
2.3.2.2 Dépôt atmosphérique 34
2.3.2.2.1 Étude de cas : Vallée du bas Fraser 36
2.3.2.3 Eaux de surface 39
2.3.2.4 Ruissellement en provenance des sols 41
2.3.2.5 Sol 44
2.3.2.6 Eaux souterraines 44
2.4 CARACTÉRISATION DES EFFETS 44
2.4.1 Effets sur les végétaux terrestres *45*
2.4.2 Effets aigus sur les organismes dulçaquicoles *45*
2.4.2.1 Algues 46
2.4.2.2 Poisson 46
2.4.2.3 Invertébrés 49
2.4.3 Effets sublétaux chez les organismes dulçaquicoles *50*
2.4.4 Effets aigus et sublétaux chez les organismes d'eau salée *51*
2.4.4.1 Toxicité aiguë 51
2.4.4.2 Toxicité sublétale 54
2.4.5 Effets sur les écosystèmes *54*
2.4.5.1 Eutrophisation des eaux douces 55
2.4.5.2 Eutrophisation du milieu marin côtier 56
2.4.5.3 Eutrophisation terrestre 57

2.4.5.4 Acidification 58
2.4.6 Effets non biotiques à médiation atmosphérique *58*
2.5 TOXICOCINÉTIQUE, MODE D'ACTION ET MÉTABOLISME 60
2.5.1 Poisson d'eau douce *60*
2.5.2 Poisson marin *60*
2.5.3 Accumulation dans les organismes aquatiques *60*
2.5.4 Facteurs influant sur la toxicité de l'ammoniac en milieu aquatique *61*
2.5.4.1 pH 61
2.5.4.2 Température 62
2.5.4.3 Concentration en oxygène dissous 62

3.0 ÉVALUATION DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999 64

3.1 LCPE 1999, 64*A*): ENVIRONNEMENT 64
3.1.1 Paramètres de l'évaluation *64*
3.1.2 Caractérisation du risque environnemental *65*
3.1.2.1 Évaluations très prudentes 65
3.1.2.2 Évaluations prudentes 66
3.1.2.2.1 Rejets dans l'air 67
3.1.2.2.2 Rejets dans l'eau 69
3.1.2.2.3 Autres sources de données 80
3.1.2.3 Évaluation probabiliste du risque 84
3.1.2.3.1 Port de Hamilton 85
3.1.2.3.2 Rivière Saskatchewan Nord 91
3.1.2.3.3 Rivière Rouge 96
3.1.2.4 Discussion de l'incertitude 106
3.1.2.5 Interprétation de l'importance écologique 109
3.2 LCPE 1999, 64*B*): ENVIRONNEMENT DONT DÉPEND LA VIE 111
3.3 CONCLUSIONS PROPOSÉES 111
3.4 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU SUIVI (MESURES À PRENDRE) 111

4.0 BIBLIOGRAPHIE 113

ANNEXE A : ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES D'AMMONIAC AU CANADA 131

ANNEXE B : VENTILATION DES REJETS D'AMMONIAC PAR PROVINCE, SELON L'INRP (1996) 133

ANNEXE C : DOUZE CENTRES URBAINS AYANT PRODUIT LES TAUX DE CHARGE EN AMMONIAC (TONNES/ANNÉE) LES PLUS ÉLEVÉS, EN 1995 OU 1996 134

ANNEXE D : ÉLABORATION DES FCD D'EXPOSITION POUR LA RIVIÈRE SASKATCHEWAN NORD 135

ANNEXE E : DÉVELOPPEMENT DES FCD D'EXPOSITION POUR LA RIVIÈRE ROUGE 136

ANNEXE F : STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉES POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES 137

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Propriétés physico-chimiques de l'ammoniac 16
Tableau 2 : Pourcentage d'ammoniac total présent sous forme de NH_3 dans les solutions ammoniacales aqueuses 16
Tableau 3 : Concentrations atmosphériques en ammoniac et en ammonium sous forme d'aérosols à différents endroits 33
Tableau 4 : CL_{50} moyennes pour l'ammoniac non ionisé chez des espèces canadiennes de poissons 48
Tableau 5 : CL_{50} moyennes pour l'ammoniac non ionisé chez les invertébrés 49
Tableau 6 : Résumé des concentrations moyennes produisant des effets sublétaux chez les espèces dulçaquicoles 50
Tableau 7 : Valeurs moyennes (par ordre croissant) de la toxicité aiguë pour l'ammoniac non ionisé 53
Tableau 8 : Liens entre l'ammoniac et d'autres problèmes atmosphériques 59
Tableau 9 : Résumé des évaluations « très prudentes » 66
Tableau 10 : Résumé de l'évaluation prudente des systèmes de traitement des eaux usées modélisés 76
Tableau 11 : Résumé des évaluations prudentes pour le ruissellement agricole 78
Tableau 12 : Risque d'atteinte des espèces à une distance de 1 à 20 km en aval de la station de traitement des eaux usées, sur la rivière Saskatchewan Nord, en août 94
Tableau 13 : Probabilité d'impacts aux quatre sites autour de Winnipeg 105

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Le cycle de l'azote 26
Figure 2: Analyse du devenir de l'ammoniac dans l'atmosphère 28
Figure 3 : Analyse du devenir de l'ammoniac dans le milieu aquatique 30
Figure 4 : Dispersion du NH_3 sous le vent d'un parc d'engraissement 34
Figure 5 : Inventaire des émissions atmosphériques d'ammoniac dans la vallée du bas Fraser, 1996-1997 37
Figure 6 : Dépôt modélisé d'azote total (kg/ha par an) pour la vallée du bas Fraser 38
Figure 7 : Concentrations en ammoniac non ionisé, en amont et en aval d'Edmonton 39
Figure 8 : Modèle de risque de toxicité aiguë pour la communauté aquatique (espèces d'eau douce) au Canada 70
Figure 9 : Modèle de risque de toxicité chronique pour la communauté aquatique, pour les espèces canadiennes indiquées au tableau 6 72
Figure 10 : Rejet des effluents municipaux de Toronto dans le lac Ontario, septembre 1998 74
Figure 11 : Rivière Saskatchewan Nord à proximité d'Edmonton 82
Figure 12 : Port de Hamilton 85

Figure 13 : Fluctuations saisonnières des concentrations en ammoniac (mg/L) à la station du centre, dans le port de Hamilton 86
Figure 14 : Concentrations en ammoniac total et en ammoniac non ionisé mesurées à la station du centre, dans le port de Hamilton, à une profondeur de 1 m 88
Figure 15 : Concentration en ammoniac non ionisé dans le bras Windermere, dans le port de Hamilton 89
Figure 16 : Courbe de risque pour l'ammoniac non ionisé à la station du centre, port de Hamilton 90
Figure 17 : Fonction cumulative de densité des concentrations en NH_3, en août, à 1 km, au centre du panache, dans la rivière Saskatchewan Nord 92
Figures 18 à 23 : Courbes de risque à des distances de 1 à 20 km en aval de la station de traitement des eaux usées sur la rivière Saskatchewan Nord 93
Figure 24 : Probabilité d'impacts dans la rivière Saskatchewan Nord 95
Figure 25: Stations de traitement des eaux usées de Winnipeg et sites d'échantillonnage 97
Figure 26 : Moyennes mensuelles du débit et de la concentration en ammoniac total dans la rivière Rouge 98
Figure 27: Concentrations en ammoniac non ionisé dans la rivière Rouge, au barrage de Lockport, au nord de Winnipeg 100
Figures 28 à 31 : Courbes de risque à Fort Garry, rivière Rouge 101
Figures 32 à 35 : Courbes de risque au Perimeter Bridge, rivière Rouge 102
Figures 36 à 39 : Courbes de risque au barrage de Lockport, rivière Rouge 103
Figures 40 à 43 : Courbes de risque au Main Street Bridge, rivière Assiniboine 104
Figure 44 : Fonction cumulative de densité pour la rivière Rouge, au pont de Fort Garry, en août 136

LISTE DES ACRONYMES ET DES ABRÉVIATIONS

ACRM	modèle de risque pour la communauté aquatique
CAS	*Chemical Abstracts Service*
CE_{20}	concentration efficace à 20 %
CE_{50}	concentration efficace médiane
CI_{20}	concentration inhibant à 20 % une fonction chez les organismes exposés
CL_{10}	concentration létale 10 %
CL_{50}	concentration létale médiane
COV	composé organique volatil
FCD	fonction cumulative de densité
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
ISCST3	*Industrial Source Complex Short Term Model* (modèle complexe à court terme des sources industrielles)
ISOPART	*Inorganic and Secondary Organic Particle model* (modèle des particules inorganiques et organiques secondaires)
LCPE 1999	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*
LSIP	Liste des substances d'intérêt prioritaire
N	azote
NH_3	ammoniac non ionisé
NH_4^+	ammoniac ionisé
O. D.	oxygène dissous
$P_{2,5}$	particule de diamètre inférieur ou égal à 2,5 µm
P_{10}	particule de diamètre inférieur ou égal à 10 µm
REVEAL	*Regional Visibility Experimental Assessement in the Lower Valley* (étude expérimentale de la visibilité dans la vallée du bas Fraser)
SMTEU	station municipale de traitement des eaux usées
TE_{50}	période de temps produisant un effet chez 50 % des organismes
TL_{50}	période de temps causant la mort de 50 % des organismes
U.S. EPA	*United States Environmental Protection Agency*
VCT	valeur critique de la toxicité
VEE	valeur estimée de l'exposition
VESEO	valeur estimée sans effet observé

SYNOPSIS

L'ammoniac existe simultanément sous deux formes, NH_3 (ou ammoniac non ionisé) et NH_4^+ (ammoniac ionisé ou ammonium), et l'équilibre entre les deux est régi en grande partie par le pH et la température. Ensemble, ces deux formes désignent l'ammoniac total. La forme non ionisée (NH_3) est particulièrement nocive pour les organismes aquatiques. La quantité de NH_3 produite augmente avec l'élévation du pH, mais dépend également de la température. Cela signifie que, même si la concentration d'ammoniac total peut demeurer constante dans un cours d'eau, la proportion d'ammoniac non ionisé fluctue en fonction de la température et du pH. Il peut ainsi se former des quantités notables de NH_3 dans une même journée, sous l'effet de la fluctuation de la température de l'eau.

L'ammoniac s'évapore à une température supérieure à –33 °C et se déplace sur de courtes distances (plusieurs kilomètres) sous forme de gaz. Il forme rapidement des particules de sulfate d'ammonium dans l'atmosphère, en présence de composés soufrés, et ces particules peuvent franchir des centaines de kilomètres.

Selon l'Inventaire national des rejets de polluants de 1996, l'ammoniac se classait au premier rang des substances rejetées par l'industrie dans l'environnement canadien. Tous milieux confondus (atmosphère, eau et sols), un peu plus de 32 000 t ont été rejetées par l'ensemble des industries du Canada. L'ammoniac est aussi un composé naturel, dont ont besoin la plupart des organismes pour la synthèse des protéines, et c'est un déchet du métabolisme des animaux, des poissons et des microbes. Les humains se servent principalement de l'ammoniac comme source d'azote dans les engrais, plus particulièrement sous forme d'urée et d'ammoniac anhydre.

Un grand nombre d'industries et d'activités humaines libèrent de l'ammoniac dans l'environnement. Les principales sources quantifiables d'ammoniac dans les écosystèmes aquatiques sont les stations municipales de traitement des eaux usées (SMTEU) qui, estime-t-on, libéreraient quelque 62 000 t d'ammoniac par année dans l'eau. Cette source a des effets nocifs sur certains écosystèmes aquatiques.

L'agriculture est une autre source de rejet d'ammoniac dans l'eau; il est toutefois impossible de quantifier ces rejets, en raison de l'étalement de cette industrie et de la difficulté à quantifier pareils rejets. En général, toutefois, seules les exploitations d'élevage intensif (parcs d'engraissement et exploitations laitières), dont les eaux de ruissellement se déversent directement dans les cours d'eau, sont susceptibles de contaminer sensiblement l'eau.

Les rejets industriels dans l'eau se chiffrent à 5 972 t par année. Les principales industries polluantes sont les pâtes et papiers, les mines, la transformation des aliments et la fabrication d'engrais.

La principale source industrielle d'ammoniac atmosphérique est la fabrication des engrais, qui en rejette quelque 12 000 t par année. Les rejets atmosphériques d'ammoniac provenant des exploitations agricoles sont beaucoup plus importants et atteindraient 700 000 t par année. Grâce à la modélisation et à la mesure du dépôt de l'ammoniac dans les régions exposées aux émissions d'origine agricole et, à la lumière des études réalisées en Europe, il a été déterminé que certaines

régions du Canada, notamment la vallée du bas Fraser, étaient susceptibles de subir des répercussions.

L'examen des données sur la toxicité et l'exposition a permis de déterminer que les organismes dulçaquicoles sont les plus menacés par les rejets d'ammoniac en milieu aquatique. La truite arc-en-ciel, les amphipodes d'eau douce, le doré jaune, le ménomini de montagnes et les sphæriidés sont parmi les espèces les plus sensibles. Les insectes aquatiques et les menus crustacés résistent mieux, bien que la sensibilité des insectes aquatiques varie beaucoup.

Dans les écosystèmes aquatiques, l'incidence écologique de l'ammoniac est susceptible de se manifester par une toxicité chronique du composé à l'égard des populations de poissons et d'invertébrés benthiques, qui cause une réduction de la capacité de reproduction et un ralentissement de la croissance des jeunes. Ces répercussions subtiles risquent de passer inaperçues sur une certaine distance, en aval de l'exutoire. L'étendue de la zone touchée varie considérablement, en fonction des conditions dans lesquelles se font les rejets et selon le débit, la température et le pH du plan d'eau. Dans les conditions moyennes estimées, certains rejets d'eaux usées urbaines pourraient être nocifs sur une distance de 10 à 20 km. En aval des émissaires urbains, on a observé une forte perturbation de la faune et de la flore benthiques, et le rétablissement est parfois impossible sur une grande distance (20 à 100 km). On ne sait pas si ces effets sont dus uniquement à l'ammoniac ou à une combinaison de facteurs; on sait par contre que l'ammoniac est un constituant majeur et potentiellement nocif des effluents d'eaux usées urbaines.

En raison de l'interaction entre le pH et la température du plan d'eau récepteur, les eaux les plus menacées par l'ammoniac rejeté par les stations municipales de traitement des eaux usées sont celles qui sont habituellement basiques, dont la température estivale est relativement élevée et dont le débit est lent. Au Canada, les températures hivernales — on fait ici abstraction du pH — sont suffisamment basses pour maintenir la formation d'ammoniac non ionisé en deçà du seuil de toxicité. Les conditions potentiellement toxiques débutent habituellement en mai et peuvent se maintenir jusqu'au début d'octobre, selon le réseau hydrographique où l'on se trouve et la variation annuelle du pH, de la teneur en oxygène dissous et de la température. En général, les eaux qui seraient sensibles à l'ammoniac provenant des stations municipales de traitement des eaux usées se trouvent dans le sud de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba et de l'Ontario et sur la rive sud du Saint-Laurent, au Québec.

L'ammoniac ne cause généralement pas l'eutrophisation des eaux douces au Canada, ce phénomène étant ordinairement limité par le phosphore. Certaines régions font toutefois exception à cette règle. C'est le cas notamment des lacs Qu'Appelle, en Saskatchewan, où l'ammoniac rejeté par la station de traitement des eaux usées de Regina, combiné à la mobilisation du phosphore des sédiments, semble contribuer à l'eutrophisation continue de ce système lacustre.

Les conifères sont sensibles à l'ammoniac présent dans l'atmosphère, en particulier durant l'hiver. Leur résistance à l'hiver diminue à cause de leur capacité moindre de retenir l'eau. Les champignons mycorhiziens bénéfiques qui colonisent les racines de nombreux types de végétaux sont particulièrement sensibles à l'ammoniac, et la diminution de ces champignons pourrait expliquer la rétention moindre de l'eau par les conifères. Les forêts de conifères et les tourbières

à sphaignes sont particulièrement menacées si l'apport graduel d'ammoniac est suffisant. Les conifères peuvent subir une certaine forme d'eutrophisation, tandis que la sphaigne ne peut résister à la concurrence des graminées lorsque les concentrations d'ammoniac augmentent.

L'ammoniac ne contribue pas à la formation d'ozone troposphérique, à la destruction de l'ozone stratosphérique ou aux changements climatiques.

D'après les évaluations probabilistes des risques réalisées pour trois cours d'eau exposés à des rejets d'ammoniac provenant de stations d'épuration municipales types, on considère que l'ammoniac pénètre dans le milieu aquatique en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. À la lumière des données disponibles, on conclut que l'ammoniac ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui constituent ou de nature à constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie. En conséquence, il est proposé que l'ammoniac dans le milieu aquatique soit considéré « toxique », uniquement pour le milieu aquatique, au sens de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE 1999).

Comme la conclusion de la présente évaluation s'appuie sur l'analyse des risques que présentent les rejets d'ammoniac provenant des stations municipales de traitement des eaux usées, la priorité devrait aller à la recherche d'options visant à réduire l'exposition attribuable à cette source. Par ailleurs, les résultats des évaluations prudentes préalables semblent indiquer que les rejets d'ammoniac de plusieurs autres sources (notamment les eaux de ruissellement provenant des champs fertilisés au fumier et des exploitations d'élevage intensif) pourraient eux aussi être nocifs pour l'environnement; les données disponibles étaient toutefois insuffisantes pour déterminer l'étendue et l'ampleur de ces effets. Il est donc recommandé de recueillir des données supplémentaires, afin de déterminer s'il y aurait lieu d'entreprendre l'examen de solutions visant à réduire l'exposition à l'ammoniac due à ces autres sources.

1.0 INTRODUCTION

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE 1999) exige des ministres fédéraux de l'Environnement et de la Santé qu'ils préparent et publient une liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) qui identifie les substances chimiques, les groupes de substances chimiques, les effluents et les déchets, qui peuvent être nocifs pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. La Loi exige également des deux ministres qu'ils évaluent ces substances et qu'ils déterminent si elles sont effectivement ou potentiellement « toxiques » au sens de l'article 64 de la Loi :

> [...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à :
> *a*) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique;
> *b*) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie ;
> *c*) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines

Les substances dont l'évaluation révèle la toxicité au sens de l'article 64 peuvent être inscrites dans l'annexe I de la Loi, et on peut envisager, à leur égard, d'éventuelles mesures de gestion du risque, par exemple un règlement, des lignes directrices, des plans de prévention de la pollution ou des codes de pratiques, pour en régir le cycle de vie (de la recherche-développement à l'élimination finale en passant par la fabrication, l'utilisation, l'entreposage et le transport).

D'après l'analyse initiale de l'information facilement accessible, les motifs d'évaluation de l'ammoniac dans le milieu aquatique fournis par la Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire (Commission consultative, 1995) étaient les suivants :

> Les sources anthropiques d'ammoniac au Canada incluent les effluents produits par les stations de traitement des eaux usées, les aciéries, les usines de fabrication d'engrais, l'industrie pétrolière et l'agriculture intensive. Les rejets provenant de ces sources peuvent donner lieu à des concentrations localement élevées. À plusieurs sources ponctuelles au Canada, les concentrations dépassent les niveaux seuils pour des espèces sensibles, comme la truite arc-en-ciel. Une évaluation de l'ammoniac dans le milieu aquatique s'impose, afin de déterminer l'ampleur du problème.

À l'issue d'un exercice initial ayant pour but de définir la portée de l'évaluation, il a été déterminé que l'évaluation était trop restreinte et qu'il fallait en élargir la portée pour y inclure les milieux atmosphériques et terrestres du Canada. Cette décision s'appuyait sur les conclusions de chercheurs européens selon lesquelles l'ammoniac véhiculé par l'air avait une incidence négative sur les écosystèmes terrestres sensibles à cette substance. Plusieurs des écosystèmes européens en question, et plus particulièrement les forêts de conifères, sont également présents au Canada et occupent de larges superficies. Qui plus est, la chimie atmosphérique de l'ammoniac est telle que cette substance interagit avec les sulfates pour former des particules inhalables fines ($P_{2,5}$ et P_{10}). Or comme il a été déterminé que les « particules inhalables de 10 microns ou moins » (c.à.d. P_{10}) étaient « toxiques » pour les humains au sens de la LCPE, il s'imposait d'évaluer le rôle de l'ammoniac dans la formation (mais non leurs effets sur l'environnement) des particules inhalables.

On peut obtenir dans un document connexe une description des méthodes utilisées pour évaluer les effets des substances d'intérêt prioritaire sur l'environnement. Ce document intitulé « Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Guide, version 1.0, mars 1997 » (Environnement Canada, 1997a) sert de guide à l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire au Canada. On peut acheter ce document en le commandant des :

Publications sur la protection de l'environnement
Direction générale de l'avancement des technologies environnementales
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

On peut également l'obtenir par Internet à l'adresse www.ec.gc.ca/cceb1/fre/psap.htm sous la rubrique « Guide technique ». Il est à noter que la démarche ici décrite a été modifiée de façon à tenir compte des récents progrès réalisés en ce qui concerne les méthodes d'évaluation du risque et qui seront mentionnés dans les futures versions du guide de l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire.

Les stratégies de recherche employées pour repérer les données utiles à l'évaluation des effets potentiels sur l'environnement (antérieures à janvier 1999) sont présentées à l'annexe F. Au besoin, des articles de synthèse ont été consultés. Cependant, toutes les études originales formant la base de la détermination du caractère toxique ou non de l'ammoniac, au sens de la LCPE, ont été soumises à l'évaluation critique du personnel d'Environnement Canada (pénétration dans l'environnement, exposition et effets environnementaux).

Le rapport d'évaluation a été rédigé par M. Constable, F. Jensen, K. McDonald, K. Taylor et M. Charlton (Centre canadien des eaux intérieures) d'Environnement Canada. Le rapport d'évaluation et la documentation complémentaire (Environnement Canada, 2000) portant sur l'évaluation de l'ammoniac ont été révisés par les membres suivants du Groupe-ressource environnemental mis sur pied par Environnement Canada afin d'étayer l'évaluation environnementale :

P. Chambers, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada
G. Craig, *GR Craig and Associates*
P. Doyle, Environnement Canada
J. Farrell, Institut canadien des engrais
L. Gammie, Association canadienne des eaux potables et usées
J. Haskill, Environnement Canada
S. McGinn, Agriculture et Agroalimentaire Canada
J. McLernon, Environnement Canada
D. Moore, *The Cadmus Group, Inc.*
B. Munson, Environnement Canada
D. Penney, ministère de l'Agriculture de l'Alberta
K. Reid, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario
S. Sheppard, *EcoMatters*
W. Windle, Environnement Canada

Les sections du rapport d'évaluation et de la documentation complémentaire ayant trait à l'environnement (Environnement Canada, 2000) ont également été révisées par les examinateurs externes suivants :

J. Diamond, *TetraTech Inc.*
B. Parkhurst, *The Cadmus Group, Inc.*

La recommandation de la Commission consultative d'experts auprès des ministres d'inclure sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire l'ammoniac dans le milieu aquatique repose uniquement sur les effets de cette substance dans l'environnement (à savoir ses effets sur les espèces aquatiques sensibles). L'objectif premier de la présente évaluation est donc de déterminer si l'ammoniac est « toxique » au sens de l'alinéa 64*a*) de la LCPE 1999. Cependant, à la suite de la décision d'étendre la portée de l'évaluation pour y inclure également le milieu terrestre (exposition par l'air), les effets de l'ammoniac (présent dans l'air et l'eau) sur la santé humaine ont aussi été évalués, du moins sur une base préliminaire, principalement pour que les conclusions basées sur un ensemble plus exhaustif de données sur les effets environnementaux assurent également la protection de la santé humaine.

Cependant, la base de données sur les effets de l'ammoniac, pouvant servir à l'évaluation des effets de cette substance sur la santé humaine, se limite essentiellement à des études anciennes à court terme sur des animaux, à des rapports qui datent sur l'exposition accidentelle chez les humains, à des études cliniques limitées et à une étude transversale auprès d'une population exposée au travail (Santé Canada, 1999). Le peu d'information sur les effets observés chez des animaux de laboratoire et les humains est sans doute attribuable à la toxicité relativement faible de l'ammoniac et au fait que les quantités d'ammoniac qui sont produites de façon endogène par l'organisme humain (durant la synthèse des acides aminés, des nucléosides et autres composés azotés) sont bien supérieures aux quantités présentes dans l'environnement.

Comme le but premier de l'évaluation était d'examiner les effets de l'ammoniac sur l'environnement et, compte tenu du caractère limité des données utiles pour l'évaluation des effets de cette substance sur la santé humaine, on a procédé à une évaluation préliminaire au cours de laquelle les quelques niveaux d'ammoniac connus pour causer des effets (selon les études les plus pertinentes) ont été comparés aux estimations limites ou aux estimations les plus pessimistes de l'exposition dans l'air (y compris l'air ambiant) et l'eau potable, puis la pertinence de ces marges d'exposition assez rudimentaires a été évaluée. Vu l'étendue de ces marges, lesquelles sont considérées suffisantes pour tenir compte des divers éléments d'incertitude et de variabilité, l'étude des options visant à réduire l'exposition du public à l'ammoniac, par la limitation des sources visées par la LCPE (Santé Canada, 1999), n'est pas jugée prioritaire. Le reste de la présente évaluation porte sur les effets de l'ammoniac dans l'environnement. On peut obtenir la documentation complémentaire inédite, qui porte sur les effets de l'ammoniac dans le milieu aquatique sur la santé et qui renferme des renseignements supplémentaires, en s'adressant au :

Centre d'hygiène du milieu
Pièce 104
Santé Canada
Pré Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

On peut obtenir un exemplaire du présent rapport d'évaluation, sur demande, à :

L'Informathèque
Environnement Canada
Rez-de-chaussée, Place Vincent-Massey
351, boul. Saint-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

ou sur Internet à l'adresse suivante :

http://www.ec.gc.ca/cceb1/fre/public/index_f.html

On peut obtenir la documentation complémentaire inédite qui renferme des renseignements supplémentaires, en s'adressant à la :

Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Environnement Canada
14^{e} étage, Place Vincent-Massey
351, boul. Saint-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

2.0 RÉSUMÉ DE L'INFORMATION ESSENTIELLE À L'ÉVALUATION DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999

2.1 Identité et propriétés physico-chimiques

Depuis des années, différents termes sont utilisés dans les ouvrages techniques pour désigner l'ammoniac, que l'on pense par exemple aux termes ammoniac libre, ammoniac total, ammoniac non dissocié et azote ammoniacal non ionisé; or ceci a tendance non seulement à semer la confusion dans l'esprit du lecteur, mais également à rendre la comparaison des données difficile. Afin de résoudre ce problème, les définitions proposées ci-dessous seront utilisées dans l'ensemble du document.

En solutions aqueuses, un équilibre chimique s'établit entre l'ammoniac non ionisé (NH_3), l'ammoniac ionisé (NH_4^+) et les ions hydroxyle (OH^-). L'équilibre entre ces espèces chimiques peut être représenté sous forme simplifiée, par l'équation suivante :

$$NH_3 + H_2O \leftrightarrow NH_3 \cdot H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^- \text{ ou } NH_4OH$$

L'expression « ***ammoniac non ionisé*** » fait référence à toutes les formes d'ammoniac dans l'eau, mis à part l'ion ammonium (NH_4^+). Dans la documentation scientifique, cette forme est représentée par les formules NH_3, NH_4OH et $NH_3 \cdot H_2O$. La formule NH_3 a été retenue dans l'ensemble du présent rapport pour désigner l'ammoniac non ionisé, sauf dans les cas où une autre expression convient mieux au contexte (voir, par exemple, la discussion qui suit sur l'équilibre chimique).

L'expression « ***ammoniac ionisé*** » fait référence à l'ion ammonium (NH_4^+).

Enfin, les expressions « ***ammoniac total*** » et « ***ammoniac*** » désignent la somme de l'ammoniac non ionisé et de l'ammoniac ionisé ($NH_3 + NH_4^+$).

L'ammoniac est un gaz alcalin incolore, plus léger que l'air et qui dégage une odeur pénétrante unique. Le mot « ammoniac » est un terme générique qui fait référence à l'ammoniac anhydre et au gaz ammoniac. L'ammoniac porte le numéro de registre CAS (*Chemical Abstracts Service*) 7664-41-7. Sa formule moléculaire est NH_3 et sa masse moléculaire est de 17,03 (Grayson et Eckroth, 1978).

On trouvera beaucoup d'informations sur les propriétés de l'ammoniac dans OMS (1986) et Environnement Canada (1984). Les propriétés physiques et chimiques utiles à l'évaluation du devenir de l'ammoniac dans l'environnement sont résumées au tableau 1.

Tableau 1: Propriétés physico-chimiques de l'ammoniac

Propriété	Valeur
Point d'ébullition à 100 kPa	–33,42°C
Point de fusion à 100 kPa	–77,74°C
Densité (liquide) à -33,7°C et 100 kPa	682,8 kg/m^3
Densité (gaz) à 25°C	0,7067 kg/m^3
Tension de vapeur à 15,5°C à 21°C à 25°C	 640 kPa[1] 880 kPa[1] 1 000 kPa
pK_a (25°C, pH 8)	9,24
Solubilité dans l'eau, 101 kPa à 0°C à 20°C à 40°C à 60°C	 895 g/L 529 g/L 316 g/L 168 g/L

[1] Chiffre basé sur l'examen de la documentation par Environnement Canada (1984).

En utilisant leurs calculs de la valeur de pK_a, Emerson *et al.* (1975) ont créé un tableau (tableau 2) qui décrit le pourcentage de NH_3 dans l'eau douce, à des températures variant de 0 à 30 °C et à des pH se situant entre 6,0 et 10,0.

Tableau 2 : Pourcentage d'ammoniac total présent sous forme de NH_3 dans les solutions ammoniacales aqueuses

Temp. (°C)	pH								
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	9,5	10,0
0	0,008	0,026	0,082	0,261	0,820	8,55	7,64	20,7	45,3
5	0,012	0,039	0,125	0,394	1,23	3,80	11,1	28,3	55,6
10	0,018	0,058	0,186	0,586	1,83	5,56	15,7	37,1	65,1
15	0,027	0,086	0,273	0,859	2,67	7,97	21,5	46,4	73,3
20	0,039	0,125	0,396	1,24	3,82	11,2	28,4	55,7	79,9
25	0,056	0,180	0,566	1,77	5,38	15,3	36,3	64,3	85,1
30	0,080	0,254	0,799	2,48	7,46	20,3	44,6	71,8	89,0

La relation illustrée au tableau 2 vaut pour la plupart des eaux douces. Par contre, la concentration en ammoniac non ionisé sera moins élevée dans les eaux douces très dures ou les eaux salées de force ionique plus élevée (matières totales dissoutes). Ainsi, à une concentration d'ammoniac total donnée, la concentration en ammoniac non ionisé diminue légèrement à mesure qu'augmente la teneur en sels, et cet effet peut être significatif dans les eaux d'estuaires et de mer. En utilisant les coefficients d'activité appropriés, cette relation peut être formulée comme suit pour les eaux salées ayant une force ionique de 0,7 (API, 1981) :

$$f = 1/[10^{(pK_a - pH) + 0,221)} + 1]$$

À 25 °C, la valeur de pK_a est de 9,24 (Emerson *et al.*, 1975); par conséquent, si l'on reprend l'équation qui précède, on constate que 3,3 % de l'ammoniac total dans l'eau salée serait sous forme non ionisée à un pH de 8 (la valeur correspondante dans l'eau douce est de 5,4 %). À ce pH et à cette température, l'eau salée ayant une force ionique de 0,7 contient 38 % moins d'ammoniac non ionisé que l'eau douce.

2.2 Caractérisation de la pénétration

2.2.1 Production et usages

Selon une étude en marketing préparée par Lauriente en 1995, le Canada a produit 3,0 millions de tonnes d'ammoniac en 1990 et 3,4 millions de tonnes, en 1993. De plus, le Canada a exporté beaucoup plus d'ammoniac qu'il n'en a importé; en 1989 et 1993, le Canada a exporté respectivement 1,1 million et 0,84 million de tonnes d'ammoniac, comparativement à des importations respectives de 2 000 tonnes et de moins de 500 tonnes (Lauriente, 1995).

Dans l'industrie, l'ammoniac est utilisé principalement comme source d'azote pour la fabrication d'engrais, et l'application directe d'ammoniac anhydre constitue la principale méthode de consommation. Les provinces des Prairies sont les plus grands utilisateurs de ces produits, consommant 81 % du contenu en azote vendu (Korol et Rattray, 1998). Le sulfate d'ammonium, le nitrate d'ammonium, l'urée et le phosphate d'ammonium sont tous des engrais produits à partir d'ammoniac. L'ammoniac sert également, quoique dans une moindre mesure, à de nombreuses applications industrielles. L'ammoniac peut être considéré comme de l'acide nitrique réduit et il est utilisé dans la production de nombreuses autres substances. Dans les raffineries de pétrole, le système de régénération de catalyseur, utilisé durant le procédé de craquage catalytique fluide, donne lieu à la formation d'ammoniac. L'ammoniac a également d'autres usages, parmi lesquels figurent les suivants :

- Fabrication de fibres synthétiques (caprolactame entrant dans la fabrication du nylon), de plastiques et de colles; de produits pharmaceutiques, de vitamines, d'acides aminés, de dentifrices, de lotions et de cosmétiques; d'ammoniac, de détersifs et de nettoyants d'usage ménager; de nombreux produits chimiques, organiques et inorganiques, comme l'acide nitrique, les cyanures, les amides, les amines, les nitrates, les nitriles, l'hexaméthylène diamine, les éthanolamines, le thiosulfate d'ammonium ainsi que des produits intermédiaires servant à la production de colorants.
- Production d'explosifs, de carburant de fusée, de bière et d'oxydes d'azote utilisés pour la fabrication d'acide sulfurique, la purification du sucre, ainsi que le traitement et l'affinage des métaux.
- Réfrigérant dans les systèmes à compression et absorption; agent neutralisant des acides dans le pétrole pour protéger l'équipement des raffineries contre la corrosion; flux de brasage; traitement de la paille de blé et d'orge servie comme supplément alimentaire aux ovins et aux bovins; additif alimentaire; agent de croissance et de contrôle du pH dans les cultures de levure; préservatif de latex; agent ignifuge; agent de traitement dans la fabrication du cuir;

traitement antimite et agent réducteur des oxydes d'azote présents dans les gaz de combustion durant la fabrication de l'acier.
- Utilisation comme agent de teinture et pour la prévention de l'incandescence résiduelle dans les allumettes.

2.2.2 Sources et rejets

2.2.2.1 Sources naturelles

La majeure partie de l'ammoniac présent dans l'atmosphère provient de sources naturelles. Comme il y a libération continue d'ammoniac dans la biosphère sous l'effet de la dégradation ou de la décomposition des déchets organiques, tout procédé naturel ou industriel qui concentre des matières organiques azotées et les rend disponibles pour la décomposition constitue une source susceptible de causer, localement, de fortes concentrations d'ammoniac.

Les rejets provenant de procédés naturels, et qui peuvent être comptabilisés, sont à peu près équivalents aux rejets provenant de l'industrie de l'élevage (voir l'annexe A). Chacune de ces sources entraîne le rejet de plus de 500 000 tonnes d'ammoniac dans l'atmosphère. Il est à noter toutefois que les estimations sur la production et les rejets atmosphériques provenant de sources naturelles sont très approximatives (Geadah, 1980; Vezina, 1997).

2.2.2.2 Sources anthropiques

2.2.2.2.1 Sources industrielles

Environnement Canada effectue chaque année une enquête auprès des industries canadiennes (Inventaire national des rejets de polluants [INRP]) susceptibles d'utiliser ou de libérer des polluants, y compris l'ammoniac (INRP, 1996). En 1996, les rejets d'ammoniac rapportés par l'industrie ont totalisé 32 037 tonnes et l'ammoniac s'est classé au premier rang des substances visées par l'INRP, pour ce qui est des quantités libérées au Canada. Les critères de déclaration de l'INRP sont rigoureux et font en sorte que la plupart des stations municipales de traitement des eaux usées — mais très peu d'entreprises d'élevage et aucun système de transport — ont à produire des déclarations. Or il s'agit de quelques-unes des principales sources anthropiques d'ammoniac dans l'environnement au Canada.

En 1996, c'est en Alberta qu'ont été libérées les plus fortes quantités d'ammoniac dans l'environnement au Canada, cette province produisant plus de la moitié de l'ensemble des rejets (17 665 tonnes, tous milieux confondus). Ces résultats s'expliquent par le nombre élevé d'usines de fabrication d'engrais, de fabriques de pâtes et papiers et de raffineries de pétrole dans cette province. L'Ontario a généré des rejets correspondant à moins de la moitié (7 552 tonnes) de ceux de l'Alberta et les rejets ont été encore moindres au Québec (1 914 tonnes) (voir l'annexe B pour plus d'informations à ce sujet).

Toujours en 1996, les quantités rejetées directement dans les cours d'eau, par les industries, ont totalisé 5 972 tonnes; ces rejets proviennent généralement d'entreprises qui exploitent les ressources naturelles, comme les fabriques de pâtes et papiers, les entreprises

minières et les centrales alimentées au charbon, bien que quelques rejets importants soient aussi attribués à des industries lourdes situées dans les villes, ainsi qu'à des entreprises de transformation des aliments. En 1996, 14 entreprises du secteur des pâtes et papiers étaient en exploitation et celles-ci ont rejeté au total 1 371 tonnes d'ammoniac. Les rejets de trois aciéries ont totalisé 775 tonnes d'ammoniac, alors qu'une entreprise de transformation des aliments a libéré à elle seule 504 tonnes d'ammoniac. Deux usines de fabrication d'engrais ont produit des rejets de 180 tonnes, cinq mines en ont rejeté 537 tonnes et 62 tonnes d'ammoniac ont été libérées par une centrale alimentée au charbon. Le reste des rejets (2 543 tonnes) se répartissent entre un grand nombre d'autres industries.

Les rejets importants dans une ville sont habituellement attribuables à une ou deux installations. La ville de Hamilton, en Ontario, constitue un important lieu de rejet, et ceci tient à la présence de trois aciéries. Les autres villes où l'on observe d'importants rejets industriels d'ammoniac sont :

- Maitland, Ontario (fabrication d'engrais et de produits chimiques) — rejets dans l'air et l'eau;
- Toronto, Ontario (fabrication de produits chimiques et de papier) — rejets dans l'air et traitement des déchets;
- Medicine Hat, Alberta (fabrication d'engrais et de produits chimiques) — rejets dans l'air et traitement des déchets;
- Brandon, Manitoba (fabrication d'engrais et de produits chimiques/pharmaceutiques) — rejets dans l'air et traitement des déchets; et
- Fort Saskatchewan, Alberta (fabrication d'engrais et de produits chimiques) — rejets dans l'air et dans l'eau.

L'industrie des engrais est la principale source industrielle de rejets d'ammoniac au Canada. De fait, des 10 principales sources industrielles figurant dans le rapport de l'INRP de 1996, six sont des fabricants d'engrais dont trois sont situés en Alberta (Redwater, Medicine Hat et Calgary), un au Manitoba (Brandon) et deux en Ontario (Courtright et Maitland). Ensemble, ces entreprises ont produit 12 302 tonnes des 32 037 tonnes déclarées, soit 38 % de l'ensemble des rejets d'ammoniac; la majeure partie de ces quantités sont libérées dans l'air.

Les fonderies sont situées principalement en Ontario. Les principales sources de rejets d'ammoniac dans ce secteur sont les entreprises Aciers Algoma de Sault-Ste-Marie en Ontario (676 tonnes); la Cobalt Refinery Company de Fort Saskatchewan en Alberta (528 tonnes); la raffinerie de nickel Inco située à Copper Cliff en Ontario (297 tonnes); la raffinerie Stelco située à Hamilton en Ontario (182 tonnes) et la raffinerie Dofasco, elle aussi à Hamilton en Ontario, avec 180 tonnes. Le type de rejets diffère toutefois de façon significative, selon l'entreprise. Ainsi, la presque totalité de l'ammoniac produit par les installations des entreprises Inco et Cobalt est libérée dans l'air, tandis que les rejets de l'entreprise Aciers Algoma se retrouvent essentiellement dans l'eau; enfin, les rejets aux usines Stelco et Dofasco sont répartis entre l'air et l'eau. D'autres installations de transformation des métaux, comme l'usine Stelwire à Hamilton (Ontario), produisent de grandes quantités d'ammoniac (245,5 tonnes), mais celles-ci sont toutes acheminées à la station municipale de traitement des eaux usées, de sorte que ces rejets figurent parmi les déchets urbains de Hamilton.

L'industrie de l'extraction et du raffinage du pétrole est une autre source relativement importante d'ammoniac. En 1996, les principales sources de rejet dans ce secteur, toutes situées en Alberta, ont été les raffineries Shell Scotford de Fort Saskatchewan (2 488 tonnes), Petro Canada d'Edmonton (1 718 tonnes) et Strathcona de la Compagnie pétrolière impériale Ltée à Edmonton (1 130 tonnes). Dans ces cas, toutefois, il s'agit principalement de rejets en puits profond et très peu d'ammoniac est libéré dans les eaux de surface. Viennent ensuite les installations de Syncrude Canada situées au lac Mildred près de Fort McMurray en Alberta (454 tonnes) et la raffinerie Ultramar Ltée de Saint-Romuald, à Saint-Romuald au Québec (229 tonnes). Aucun rejet déclaré n'apparaît pour la compagnie Syncrude, car celle-ci utilise de vastes bassins de retenue.

2.2.2.2.2 Sources municipales

Quatre sources d'information ont été consultées pour déterminer les rejets d'ammoniac provenant des stations municipales de traitement des eaux usées. Environnement Canada a procédé à une enquête à participation volontaire auprès des municipalités de toutes les provinces (Environnement Canada, 1997b), à l'exception du Québec (à sa demande), afin d'obtenir de l'information sur le débit des effluents et sur les rejets d'ammoniac dans les plans d'eau locaux. Cette enquête devait également servir à recueillir de l'information sur les quantités de boues d'épuration produites, ainsi que sur leur teneur en ammoniac et leurs méthodes d'élimination. Le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO, 1997) a pour sa part fourni un exemplaire de sa base de données sur les rejets municipaux, laquelle inclut des données sur les concentrations en ammoniac pour toutes les municipalités de l'Ontario. Ces données ont été combinées à celles extraites de la Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD) d'Environnement Canada (Environnement Canada, 1997c) qui renferme de l'information sur les débits, laquelle a servi à calculer les taux de charge en ammoniac provenant des municipalités de l'Ontario. Enfin, une enquête réalisée dans 15 localités du Québec a permis de recueillir des données sur les rejets d'ammoniac et les débits durant une période de trois jours, en 1996 et 1997 (MEFQ, 1998). La concentration moyenne en ammoniac dans les effluents d'eaux usées, qui a été déclarée à Environnement Canada (1997b), a été de 13,89 mg/L.

Selon une enquête sur l'utilisation de l'eau par les municipalités canadiennes, les stations d'épuration libèrent de grandes quantités d'ammoniac dans le milieu aquatique. En 1994, le débit quotidien moyen provenant de l'ensemble des municipalités du Canada a été de $12,3 \times 10^6$ m^3/jour (Environnement Canada, 1997c), ce qui correspond à $4,49 \times 10^{12}$ L/an. Si l'on estime que la concentration moyenne en ammoniac total est de 13,89 mg/L dans les eaux usées ménagères (Environnement Canada, 1997b), alors la charge estimative dans les systèmes aquatiques est de 62 000 tonnes par an.

Cependant, comme l'enquête menée par Environnement Canada auprès des municipalités n'était pas exhaustive puisque la participation y était volontaire, les rejets d'ammoniac (exprimés en tonnes) représentent une estimation prudente. Qui plus est, un grand nombre des exploitants des stations d'épuration ne connaissaient pas la concentration en ammoniac des effluents et ont donc été incapables de fournir ces données; la moyenne nationale (13,89 mg/L) a été utilisée pour estimer les rejets provenant de ces installations.

La qualité des connaissances actuelles sur les quantités d'ammoniac rejetées dans les boues d'épuration laisse à désirer. Certes, l'enquête auprès des municipalités contenait des questions sur les quantités de boues produites et les méthodes d'élimination finale, mais les réponses obtenues étaient de piètre qualité. De plus, un grand nombre d'installations enregistrent les quantités de boues en volumes, alors que d'autres les mesurent en poids, et nombreuses sont celles qui ignorent les concentrations en ammoniac dans les boues. On a estimé que 5 722 tonnes d'ammoniac avaient été rejetées dans les boues d'épuration, cette estimation étant basée sur la quantité d'ammoniac déclarée (1 222 tonnes) et la quantité calculée par extrapolation (4 500 tonnes) à partir des rapports. La concentration moyenne en ammoniac décelée dans les boues a été de 2 200 mg/kg, l'intervalle variant de 0,29 à 38 600 mg/kg.

L'annexe C résume les taux de charge en ammoniac pour les 12 principaux centres urbains, en 1995-1996. De toutes les villes du Canada, c'est Montréal qui affiche la charge en ammoniac la plus élevée et ceci s'explique du fait que le débit des effluents y est deux fois plus élevé qu'à Toronto. À noter toutefois que les effluents de cette ville sont étonnamment dilués pour un système de traitement primaire. Le taux de charge à Montréal (6 128 tonnes par an) dans le fleuve Saint-Laurent est presque identique aux rejets enregistrés à Toronto dans le lac Ontario (5 938 tonnes/an). Vient ensuite Vancouver, avec des rejets d'ammoniac de 5 741 tonnes par année dans le fleuve Fraser et le détroit de Géorgie, les effluents de cette ville ayant une concentration en ammoniac modérément élevée et un haut débit. Les quatre stations d'épuration de Vancouver utilisent un système de traitement primaire ou secondaire. Winnipeg vient au quatrième rang à cause de sa très forte concentration en ammoniac qui s'est maintenue en moyenne à 26 mg/L en 1995, ce qui donne un taux de charge de 2 152 tonnes par année dans la rivière Rouge. Edmonton suit, au cinquième rang; il convient toutefois de noter que le taux de charge à Edmonton devrait diminuer au moins de moitié d'ici 2005, car la ville est à mettre en place un procédé de nitrification/dénitrification. Bon nombre de centres urbains possèdent plus d'une station d'épuration; dans ces cas, les calculs ont été faits en pondérant le débit des effluents et la concentration en ammoniac en fonction du débit du plan d'eau, puis en agrégeant les données.

Selon une comparaison entre les rejets industriels déversés directement dans l'eau et les rejets municipaux dans l'eau, les rejets d'ammoniac provenant des effluents municipaux dépassent largement, dans toutes les provinces, les rejets d'origine industrielle.

2.2.2.2.3 Débordement de l'égout unitaire

Il y a débordement de l'égout unitaire lorsque les égouts pluviaux se déversent dans le réseau d'égouts et qu'il y a alors surcharge du réseau d'égouts durant de fortes précipitations. Lorsqu'une telle surcharge se produit, les eaux d'égouts non traitées sont détournées directement dans les eaux réceptrices, avec les eaux pluviales.

Selon des estimations calculées pour trois villes de l'Ontario (Sarnia, Sault-Ste-Marie et Windsor), les concentrations moyennes en ammoniac dans les eaux pluviales s'établissaient respectivement à 0,5, 0,7 et 0,3 mg de NH_3/L (Marsalek et Ng, 1989), comparativement à des concentrations respectives de 75,4, 181,5 et 27,7 mg/L dans les effluents d'eaux usées de ces municipalités. Les concentrations ont été calculées à partir des charges aux sources ponctuelles,

elles-mêmes divisées par le volume annuel des eaux pluviales (UGLCC, 1988a,b,c). En comparant les charges en ammoniac dans les eaux pluviales à celles observées dans le débordement de l'égout unitaire, on a constaté que les charges étaient plus élevées dans le débordement de l'égout unitaire à Sarnia et à Windsor, malgré le fait que les rejets dans les eaux pluviales aient atteint respectivement $6,7 \times 10^6$ et $22,3 \times 10^6$ m^3/an et que les volumes du débordement de l'égout unitaire aient été respectivement de $1,0 \times 10^6$ et $5,2 \times 10^6$ m^3/an (Marsalek et Ng, 1989).

2.2.2.2.4 Sources agricoles

Épandage de fumier

Très peu d'exploitations agricoles, voire aucune, ne surveillent les émissions d'ammoniac. Or le fumier du bétail est considéré comme la principale source d'émissions de NH_3 dans l'atmosphère (Ryden *et al.*, 1987). Il est toutefois difficile de quantifier cette source et il faut se fier à des estimations basées sur les taux de perte, les concentrations en ammoniac du fumier et le nombre d'animaux (voir l'annexe A). Le Canada compte un large cheptel d'animaux de ferme (quelque 114 millions d'animaux, principalement des bovins, des porcins et de la volaille). Les facteurs d'émission varient de 0,32 kg de NH_3 par animal, par année (dans le cas de volaille) à 40 kg de NH_3 par animal, par année, pour les bovins de boucherie (U.S. EPA, 1994). En 1995, cette source a produit des émissions estimées à 563 000 tonnes d'ammoniac (Vezina, 1997).

L'épandage du fumier sur les terres agricoles se veut principalement un moyen d'éliminer les déjections animales. L'épandage du fumier se pratique davantage dans les régions où l'élevage est répandu et où le fumier peut facilement être recueilli et distribué. Dans les Prairies, l'élevage des bovins est concentré dans quelques régions seulement et les champs sont vastes et requièrent de grandes quantités de fumier pour assurer une couverture complète. Bien que le vaste cheptel bovin de l'Alberta produise plus de 25 % de la quantité totale de fumier au Canada (Patni, 1991), une faible proportion seulement se trouve réunie en un même endroit, là où il est pratique de recueillir le fumier et de l'épandre sur les terres. À l'exception des exploitations de naissage et des parcs d'engraissement, les exploitations agricoles mixtes et les ranchs se prêtent peu à la collecte et à l'épandage du fumier. En Colombie-Britannique, de même que dans le centre et l'est du Canada, le fumier provient essentiellement des élevages de bovins laitiers et de volaille, lesquels sont nombreux et dispersés dans l'ensemble des régions de production agricole. Il est donc plus facile d'amener le fumier dans les champs qui doivent être fertilisés. Un grand nombre d'exploitations laitières produisent également du maïs d'ensilage pour l'alimentation des bovins; le fumier produit par les bovins est appliqué dans les champs de maïs, ce qui crée un cycle des substances nutritives à la ferme.

Les recherches agricoles indiquent qu'entre 10 et 75 % de l'ammoniac contenu dans le fumier de bovins peut se volatiliser si le fumier n'est pas incorporé dans le sol en moins d'une semaine. Dans le cas des élevages porcins, de 40 à 95 % de l'azote excrété peut se volatiliser avant même que le fumier n'arrive au champ; il s'agit d'azote qui se volatilise principalement sous forme d'ammoniac à partir des étables et des installations de stockage du fumier, ainsi qu'après l'épandage dans les champs. Pour bon nombre des nouvelles exploitations porcines au Canada dotées d'étangs de retenue et de systèmes d'irrigation par épandage de boues liquides, les

pertes de NH_3 atteindront probablement jusqu'à 75 % de l'azote excrété (Paul, 1997). Lockyer et Pain (1989) ont constaté des pertes atteignant jusqu'à 83 % dans le cas du lisier de volaille, de 21 % pour le fumier de volaille séché à l'air, de 36 à 75 % pour le fumier de porc et de 41 % pour le fumier de bovins appliqué sans incorporation. Dans la plupart des cas, 80 % et plus des pertes d'ammoniac se produisent durant les 48 premières heures suivant l'épandage. Le séchage à l'air du fumier de volaille a permis de réduire à 12 % les rejets d'ammoniac provenant des poulaillers et de l'épandage. Lockyer et Whitehead (1990) ont fait des expériences sur les pertes d'ammoniac associées à l'application d'urine de bovins sur le sol. Ces chercheurs ont constaté que de 3,7 à 26,9 % de l'ammoniac contenu dans l'urine s'évaporait durant les 15 premiers jours suivant l'application, la majeure partie s'évaporant durant les quatre premiers jours. La température du sol s'est avérée ici le principal facteur déterminant de la quantité d'ammoniac libérée dans l'atmosphère. Toujours selon ces auteurs, la quantité moyenne d'ammoniac libérée dans l'air à partir des systèmes pastoraux a été de 37 kg de N/ha, soit 12 % de la teneur en azote ingérée du fourrage.

Les quantités d'ammoniac qui s'échappent du sol diminuent considérablement lorsque le fumier est liquéfié et qu'il est injecté sous la surface. Ainsi, Hoff *et al.* (1981) ont démontré que les pertes d'ammoniac provenant du purin de porc étaient de 11 à 14 %, lorsque que le purin était appliqué à la surface du sol, mais que cette quantité diminuait à 2,5 % lorsque le purin était injecté. De même, Ryden *et al.* (1987) ont montré que les pertes d'ammoniac provenant du fumier de bovins étaient de l'ordre de 16 à 32 % lorsque l'épandage se faisait en surface, mais qu'elles n'étaient que de 0,9 % lorsque le fumier est injecté sous la surface du sol.

Les systèmes de stockage du fumier sont une autre source de libération d'ammoniac. En conditions acides, c'est l'ion NH_4^+ (lequel est relativement non volatil) qui prédomine, tandis qu'en conditions basiques, c'est le NH_3 (qui s'évapore rapidement) qui domine. Durant la décomposition anaérobie du fumier de volaille, le faible pH (entre 5 et 6) n'entraîne qu'une faible perte d'ammoniac (1 %). Par contre, durant la décomposition aérobie, le pH basique qui se crée (entre 8,4 et 8,9) favorise la libération d'ammoniac, et les pertes se situent alors entre 9 et 44 %. Le seul fait de couvrir les cuves de stockage, même au moyen d'une simple bâche, permet de réduire les pertes d'ammoniac dans une proportion pouvant atteindre jusqu'à 85 % (de Bode, 1990). Il existe par ailleurs plusieurs moyens de manipuler, de stocker et d'épandre le fumier de divers animaux pour réduire les pertes d'ammoniac. Les plus évidents consistent à stocker le fumier rapidement, à couvrir les fosses à fumier pour empêcher la volatilisation, à favoriser le maintien de conditions anaérobies, à acidifier le fumier pour empêcher la formation de NH_3 à partir du NH_4^+, à travailler le sol avant l'épandage du fumier en surface, à injecter les boues de fumier dans le sol plutôt qu'à sa surface, ainsi qu'à faire l'épandage par temps frais ou humide (McGinn et Pradhan, 1997).

Épandage d'engrais minéraux

Les pertes d'ammoniac par volatilisation à partir des engrais minéraux dépendent dans une large mesure du pH du sol, car l'ionisation de l'ammoniac est fortement tributaire du pH. Le NH_3 s'évapore rapidement, mais non le NH_4^+.

Certains engrais azotés inorganiques sont acides et les pertes de NH_3 provenant de ces substances dépendent des réactions chimiques qui se produisent dans le sol ou de l'alcalinité

inhérente du sol. Les engrais azotés inorganiques représentatifs de cette catégorie incluent le nitrate d'ammonium, le sulfate diammonique et le chlorure d'ammonium. Si le sol est suffisamment alcalin (en présence habituellement de carbonate de calcium), les réactions donneront lieu à la formation de carbonate diammonique, un produit instable qui se décompose pour produire du NH_3 et du gaz carbonique (Fenn et Hossner, 1985).

Les préoccupations suscitées par les pertes d'azote provenant des engrais du commerce ont donné lieu à la production d'un nombre appréciable d'articles scientifiques sur de multiples aspects de cette question. Selon des mesures prises sur le terrain et en laboratoire, les quantités de NH_3-N libérées par le sulfate d'ammonium appliqué en surface atteignent jusqu'à 55 %. Les pertes provenant de l'urée non incorporée peuvent, elles aussi, être très élevées et atteindre jusqu'à 60 % sur une période de quatre jours, lors de l'épandage en surface (Fenn et Hossner, 1985). De leur côté, Touchton et Hargrove (1982) ont constaté que la quantité d'azote assimilée par le maïs avait été moindre après l'application de nitrate d'ammonium et d'urée (à raison de 270 kg de N/ha) à la surface du sol, qu'après l'application de 90 kg de N/ha du même produit, cette fois-ci incorporé dans le sol; ceci équivaut à une perte de 67 % du NH_3-N, lorsque le nitrate d'ammonium et d'urée n'est pas incorporé.

Le répertoire des émissions atmosphériques d'ammoniac pour 1995 (annexe A), d'Environnement Canada, présente les pertes estimatives d'ammoniac provenant de l'application de différents types d'engrais, lesquelles pertes ont été établies à partir des facteurs d'émission correspondants et des données sur les ventes. L'urée est l'engrais qui libère les plus fortes quantités d'ammoniac dans l'atmosphère, produisant, estime-t-on, 83 % des quantités libérées (109 232 tonnes) par l'épandage d'engrais (Vezina, 1997). Selon l'Institut canadien des engrais (ICE), trois millions de tonnes d'urée ont été produites cette année-là (ICE, 1997); les pertes de 109 232 tonnes représentent donc 3,6 % de la quantité totale appliquée; ces données concordent avec les pertes déclarées pour l'urée incorporée, qui constitue la méthode d'application recommandée.

Tissus végétaux

Certaines données indiquent que les végétaux jouent un rôle important dans les concentrations d'ammoniac dans l'atmosphère. Ainsi, le maintien d'une faible concentration ambiante dépend, en partie, de l'existence d'un point de compensation pour le NH_3, c'est-à-dire d'une concentration atmosphérique de NH_3 au-delà de laquelle les végétaux absorbent le NH_3 présent dans l'air et sous laquelle les végétaux libèrent du NH_3 dans l'air. Denmead *et al.* (1977) ont constaté que, malgré les quantités appréciables de NH_3 qui avaient été libérées du sol dans un champ de trèfle et de mil, pratiquement aucun rejet n'avait été décelé dans l'atmosphère, au-dessus du couvert végétal. L'absorption par les végétaux a eu pour effet de réduire la concentration en NH_3 dans l'air, de >16 $\mu g/m^3$ près de la surface du sol à 1 $\mu g/m^3$ au sommet du couvert végétal. D'autres chercheurs rapportent un phénomène similaire dans un champ de chiendent (*Agropyron repens*), où la concentration de NH_3 a diminué de 40 $\mu g/m^3$ au-dessus du couvert à 3 $\mu g/m^3$ à l'intérieur (Lemon et van Houtte, 1980). Il serait extrêmement difficile d'estimer avec précision les pertes provenant de cette source.

Ruissellement d'ammoniac provenant du sol

L'écoulement de substances nutritives (y compris d'ammoniac), en fonction du type d'utilisation du sol (y compris l'élevage et la culture intensifs), a fait l'objet de diverses études qui ont permis notamment d'établir que la grande majorité des substances nutritives présentes dans les eaux de ruissellement sont associées au phosphore ou au nitrate soluble. Tous deux sont hydrosolubles et se déplacent facilement en solution. En revanche, l'ammoniac sous forme ionisée est en général solidement lié aux matières colloïdales du sol et n'est pas facilement transporté en solution, une fois en contact avec le sol. L'ammoniac lié dans le sol se déplace avec les particules du sol sous l'effet de l'érosion; de très faibles quantités d'ammoniac se déplaceront en solution s'il y a de l'ammoniac libre à la surface du sol. Au printemps, toutefois, des quantités appréciables d'ammoniac peuvent être libérées sous forme de ruissellement provenant de la fonte des neiges, à cause de l'accumulation d'ammoniac dans la neige ou dans le fumier qui s'est déposé. Comme le sol est encore gelé, peu d'ammoniac sera absorbé et se liera dans le sol; les quantités qui ne s'évaporent pas durant l'hiver s'écoulent dans les eaux de ruissellement et pénètrent dans les plans d'eau au moment de la crue nivale. La section 2.3.2.4 présente les données sur les quantités d'ammoniac dans les eaux de ruissellement.

2.3 Caractérisation de l'exposition

2.3.1 Devenir dans l'environnement

Le cycle de l'azote vise à décrire le cycle naturel de l'azote, depuis l'atmosphère jusqu'à son incorporation dans les organismes vivants, puis de ces organismes, de retour dans l'environnement non biotique sous l'effet de la dégradation. La figure 1 illustre le cycle de l'azote (d'après Manahan, 1994).

Plusieurs procédés peuvent donner lieu à la production de composés azotés utilisables par les organismes à partir de l'azote gazeux (N_2). Sous l'effet des éclairs et des rayonnements cosmiques, l'azote et l'oxygène de l'air se combinent pour former des nitrates, lesquels sont transportés à la surface du sol par les précipitations. Là, quelques bactéries fixatrices d'azote, des champignons mycorhiziens vivant en symbiose sur les racines des végétaux, des cyanobactéries et certains lichens et épiphytes dans les forêts tropicales peuvent provoquer la scission de N_2 et rendre ainsi la molécule d'azote disponible pour la synthèse d'acides aminés. L'ammoniac est un déchet issu de certains procédés ou un produit de la décomposition des végétaux ou des animaux. Une autre série de micro-organismes peuvent ensuite utiliser le NH_3 pour former du nitrate (NO_3^-) et de l'oxyde nitreux (N_2O).

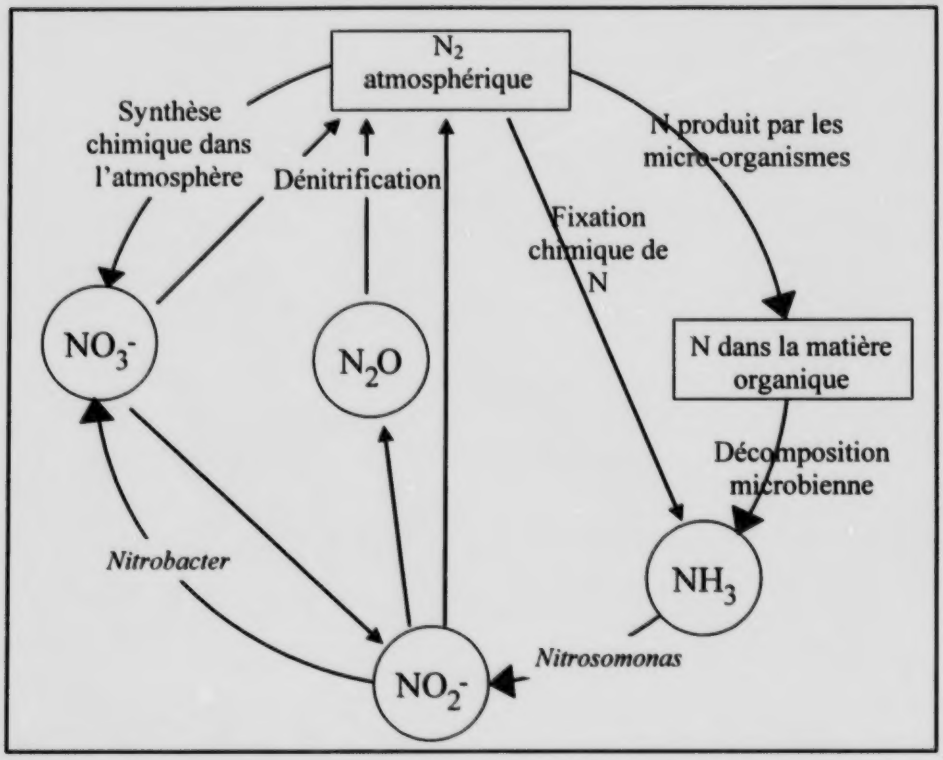


Figure 1 : Le cycle de l'azote

2.3.1.1 Air

Les rejets d'ammoniac dans l'atmosphère proviennent des activités agricoles et industrielles et de l'élimination des déchets; aucune réaction photochimique connue ne libère de l'ammoniac dans l'atmosphère (OMS, 1986). Dans l'air, l'ammoniac peut subir quatre principaux types de réactions (réaction en phase gazeuse, réaction en phase liquide, réaction thermique et réaction photochimique), les deux premières étant les plus importantes. Si l'on se fie aux diverses études consultées, les principales réactions semblent être celles qui font intervenir les mélanges de réactifs indiqués ci-après, les émissions industrielles et urbaines générant de grandes quantités d'acide nitrique (HNO_3), d'acide chlorhydrique (HCl), de dioxyde de soufre (SO_2) et d'acide sulfurique (H_2SO_4) biodisponibles dans l'atmosphère :

- ammoniac/acide nitrique /nitrate d'ammonium ($NH_3/HNO_3/NH_4NO_3$),
- ammoniac/acide chlorhydrique /chlorure d'ammonium ($NH_3/HCl/NH_4Cl$),
- ammoniac/acide nitrique /acide sulfurique ($NH_3/HNO_3/H_2SO_4$),
- ammoniac/dioxyde de soufre (NH_3/SO_2).

Dans une atmosphère polluée, l'ammoniac réagit avec l'acide nitrique ou l'acide chlorhydrique (ou les deux) pour produire du nitrate d'ammonium ou du chlorure d'ammonium

(ou les deux); ces sels d'ammonium représentent de 10 à 30 % des aérosols fins (particules solides ou liquides en suspension dans un gaz, dont le diamètre est inférieur à 0,5 µm). Ces aérosols sont très sensibles à la température et à l'humidité relative. Dans une atmosphère polluée, l'ammoniac peut également réagir avec plus d'un polluant (Bassett et Seinfeld, 1983) :

$$3NH_3\,(g) + 2HNO_3\,(g) + H_2SO_4\,(g) \Leftrightarrow (NH_4)_2SO_4 \cdot 2NH_4NO_3\,(s) \qquad (1)$$

et

$$5NH_3\,(g) + 3HNO_3\,(g) + H_2SO_4\,(g) \Leftrightarrow (NH_4)_2SO_4 \cdot 3NH_4NO_3\,(s) \qquad (2)$$

Une étude intensive (Esmen et Fergus, 1977) des réactions entre le NH_3 et le SO_2 en atmosphère sèche a permis de confirmer l'existence d'au moins huit réactions, dont les plus importantes sont les suivantes :

$$NH_3 + SO_2 + H_2O \Leftrightarrow NH_4HSO_3 \qquad (3)$$

et

$$NH_2HSO_3 + NH_3 \Leftrightarrow NH_2 \cdot SO_3NH_4 \qquad (4)$$

Il a par ailleurs été déterminé que les réactions précitées se produisent très rapidement, en l'espace de millisecondes. Dans l'atmosphère, les réactions en phase gazeuse se produiraient en présence de gouttelettes d'eau. Les aérosols qui se forment durant ces réactions agiraient donc comme des noyaux de condensation ou seraient saisis par les gouttelettes, contribuant ainsi à la production d'une forte concentration locale d'ions bisulfite (HSO_3^-). Ce dernier phénomène est important dans la formation éventuelle de sulfate d'ammonium [$(NH_4)_2SO_4$] en aérosols, durant les réactions en phase liquide. Voilà une autre raison qui témoigne de l'importance de la réaction (3) en présence d'eau.

En ce qui a trait aux réactions en phase liquide du système NH_3/SO_2, diverses études (Moller et Schieferdecker, 1985; Behra *et al.*, 1989; Plass *et al.*, 1993) concluent que le NH_3 sert ici à neutraliser les ions hydrogène qui se forment durant l'absorption du dioxyde de soufre et son oxydation subséquente en sulfate. Le NH_3 maintient la solubilité du dioxyde de soufre et le taux de production de sulfate, en stabilisant le pH entre 4 et 5.

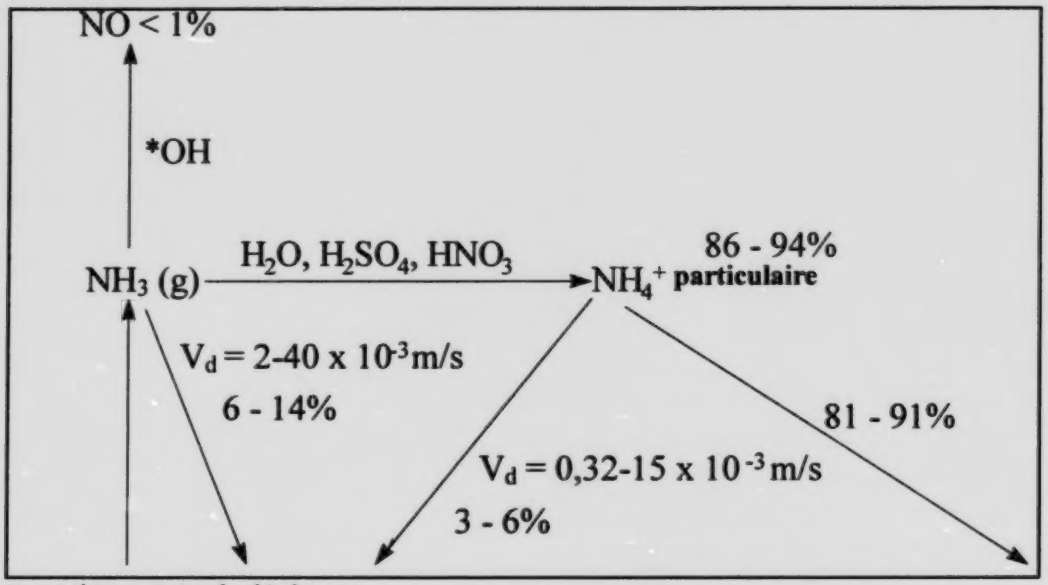
De toutes les réactions connues de l'ammoniac dans l'atmosphère, une des plus importantes semble être la conversion de l'ammoniac en ammonium (NH_4^+) sous forme de particules (voir la réaction 4 qui précède). Cette conversion se produit dans les cent premiers mètres de l'atmosphère, à une vitesse qui se situe entre 1×10^{-3}/s et 5×10^{-5}/s (/s indique qu'il s'agit d'une réaction du premier ordre, ce qui signifie que la vitesse de réaction dépend de la concentration du réactif, en l'occurrence le NH_3). La conversion est également beaucoup plus rapide le jour que la nuit et elle dépend de la température, de l'humidité relative et du pH (Fangmeier *et al.*, 1994).

Toutes les études consultées portent à conclure que la conversion rapide de l'ammoniac en aérosols d'ammonium est la vitesse de dépôt sec relativement élevée de l'ammoniac sont les

principaux facteurs qui nuisent au transport à grande distance (tant vertical qu'horizontal) de cette substance dans l'atmosphère.

De fait, à cause de la rapidité de la vitesse de réaction de l'ammoniac dans l'air, entre 56 % (ECETOC, 1994) et 94 % (Moller et Schieferdecker, 1985; Quinn *et al.*, 1988; ECETOC, 1994) de l'ammoniac atmosphérique est converti en ammonium sous forme de particules ou d'aérosols. On estime par ailleurs que le temps de séjour des particules et des aérosols d'ammonium dans l'atmosphère est de 22 heures au-dessus des océans (Quinn *et al.*, 1988) et qu'il varie de 7 à 19 jours au-dessus du sol (Moller et Schieferdecker, 1985; Fangmeier *et al.*, 1994). À titre de comparaison, le temps de séjour du NH_3 atmosphérique serait de 3,6 heures au-dessus des océans (Quinn *et al.*, 1988) et de 2,8 heures à 4 jours au-dessus du sol (Fangmeier *et al.*, 1994). La brièveté de ces temps de séjour tient principalement à la conversion rapide de l'ammoniac en particules et en aérosols d'ammonium, ainsi qu'à la grande vitesse de dépôt sec de l'ammoniac (Asman et Janssen, 1987; Asman *et al.*, 1989).

La figure 2 résume la chimie, la distribution, le transport et le dépôt de l'ammoniac atmosphérique. Suivant les conditions atmosphériques, entre 56 % et 94 % de l'ammoniac atmosphérique est converti en particules et en aérosols d'ammonium et moins de 1 % est transformé en monoxyde d'azote (NO); le reste (entre 6 et 44 %) existe sous forme de gaz ammoniac.



V_d = Vitesse nette de dépôt sec

Émission	< 5 km	10 – 1 000 km
100%	Dépôt sec	Dépôt humide

Figure 2: Analyse du devenir de l'ammoniac dans l'atmosphère

Les mesures disponibles indiquent que la concentration en gaz ammoniac diminue rapidement à mesure que l'on s'éloigne (verticalement et horizontalement) des sources d'émission au niveau du sol. Les résultats de quatre études sur la réduction de la concentration en ammoniac à mesure qu'augmente la distance par rapport à la source d'émission au sol indiquent en effet qu'une quantité variant de 50 à 75 % du gaz ammoniac décelé s'est déposée dans un rayon de 500 à 4 000 m de la source (Denmead *et al.*, 1982; Asman *et al.*, 1989; Fangmeier *et al.*, 1994; Janzen *et al.*, 1997).

Le gaz ammoniac est éliminé de l'atmosphère par dépôt sec, alors que l'élimination de l'ammonium en aérosols se fait par dépôt sec et humide. Le dépôt sec est surtout important dans les régions à fortes émissions d'ammoniac et ce phénomène indique un transport sur une courte distance (moins de 5 km). À l'inverse, le dépôt humide est surtout important dans les régions à faibles émissions d'ammoniac et il indique un transport sur de longues distances, allant de dizaines à des milliers de kilomètres (ECETOC, 1994; Fangmeier *et al.*, 1994).

L'ammoniac peut être une importante source locale de pollution et, en tant que précurseur du monoxyde d'azote et de l'ammonium en aérosols, il peut aussi avoir une incidence à grande distance.

2.3.1.2 Eaux de surface

La figure 3, qui illustre l'analyse schématique du devenir de l'ammoniac dans le milieu aquatique, est une synthèse de plusieurs études (NRC, 1979; API, 1981; OMS, 1986). Comme l'ammoniac joue un rôle déterminant dans le cycle de l'azote, il se transforme en général rapidement en d'autres composés azotés (p. ex., nitrates et azote fixé à des substances organiques), lorsqu'il est introduit dans le milieu aquatique. Les principaux procédés qui interviennent ici sont la fixation, l'assimilation, l'ammonisation, la nitrification et la dénitrification. Dans les sections qui suivent, ces principaux procédés, de même que la réduction de la concentration en ammoniac sous l'effet de la dilution, sont étudiés.

La figure 3 illustre également l'importance relative des sources d'ammoniac et de ses voies d'élimination dans le milieu aquatique. Dans les eaux de surface non recouvertes de glace, la nitrification et la volatilisation sont deux procédés importants et concurrentiels, qui deviennent fortement réduits sous la couverture de glace. Dans les effluents industriels, la volatilisation est le principal processus d'élimination, jusqu'à ce que la concentration dans ces effluents diminue en deçà du seuil nocif pour les bactéries nitrifiantes. Ces bactéries ont besoin d'un substrat (en général les matières en suspension dans l'eau) pour se développer. La nitrification, qui tend à être plus importante dans les lacs, les rivières à faible débit, les estuaires et les effluents d'eaux usées, est un phénomène important pour prévenir le maintien ou l'accumulation de taux élevés d'ammoniac dans les plans d'eau qui reçoivent des effluents d'eaux usées ou des eaux de ruissellement. La croissance bactérienne est toutefois inhibée durant l'hiver; il peut donc y avoir accumulation d'ammoniac dans les plans d'eau récepteurs à débit restreint. Une forte nitrification peut causer une diminution du taux d'oxygène dissous, car la nitrification est un procédé consommateur d'oxygène (OMS, 1986).

La nitrification de l'ammoniac peut également avoir une grande incidence sur les plans d'eau, en favorisant l'acidification. Lors d'une expérience en serre, sept mini-écosystèmes identiques simulant des étangs d'eau douce ont été exposés à différents types d'eaux pluviales artificielles. Même si les dépôts de sulfate d'ammonium n'étaient que légèrement acides, ces dépôts se sont avérés une importance source acide à cause de la nitrification et ils ont causé une acidification du pH (3,8). En conditions acides, les dépôts de sulfate d'ammonium ont favorisé une croissance luxuriante de *Juncus bulbosus* et *Agrostis canina*. Dans les mini-écosystèmes, les dépôts d'acide sulfurique à un pH de 3,5 ont réduit le pH de l'eau à 5,1 en moins d'un an (Schuurkes *et al.*, 1986).

La libération d'ammoniac dans l'atmosphère, à un pH élevé, est un autre mécanisme d'élimination de l'ammoniac. Selon des estimations (API, 1981), la volatilisation pourrait être responsable de 67,5 % des pertes d'ammoniac observées en aval d'un point de rejet industriel dans la rivière Wabash, aux États-Unis. On a également estimé que 20 % des rejets d'ammoniac provenant d'une usine de fabrication d'engrais avaient été libérés dans l'atmosphère, et des pertes de 55 % ont été prévues pour une période de 10 ans, dans des conditions de faible débit continu.

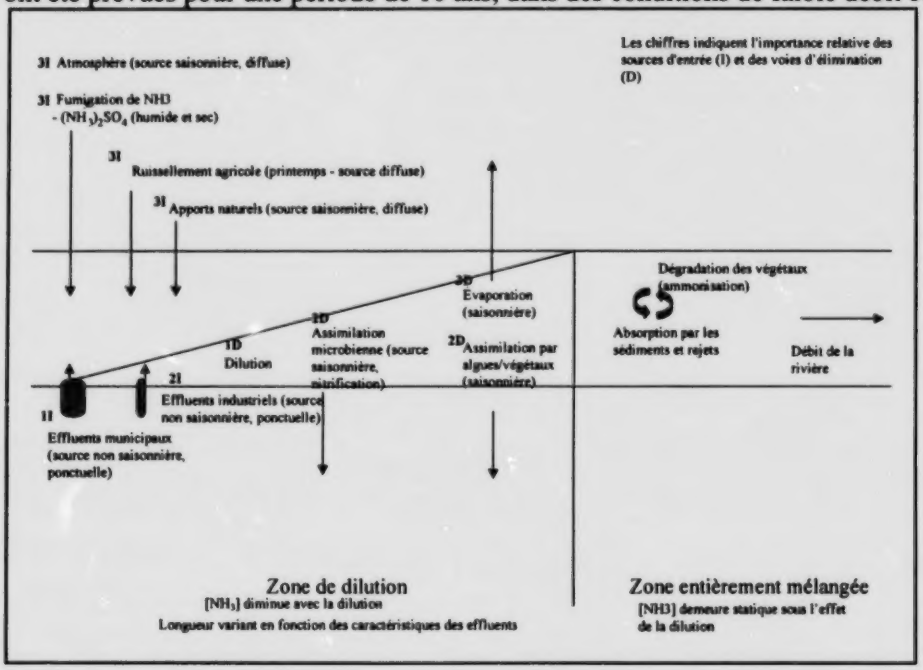


Figure 3 : Analyse du devenir de l'ammoniac dans le milieu aquatique

2.3.1.3 Sol et eaux souterraines

La figure 1 présente un schéma du cycle de l'azote dans le milieu terrestre. L'ammonium est un important intermédiaire dans l'assimilation de l'azote du sol par les végétaux. Dans le sol, l'azote est présent essentiellement sous forme organique (non assimilable par les végétaux) et il doit y avoir minéralisation par des procédés microbiens. Comme la nitrification est un procédé qui

libère de l'énergie, la conversion se fait rapidement; l'ammonium s'accumule donc rarement dans le sol, en présence de bactéries actives. Les composés azotés organiques sont réduits en ammonium, lequel est ensuite transformé en nitrite (NO_2^-) par *Nitrosomonas*, puis en nitrate par *Nitrobacter* (API, 1981; OMS, 1986). Même si la plupart des végétaux peuvent assimiler l'ion ammonium, celui-ci est habituellement oxydé en ion nitrate qui est la forme la plus répandue d'azote minéralisé dans le sol et qui peut aussi être assimilé par les végétaux (NRC, 1979; OMS, 1986).

La fixation de l'azote est un procédé par lequel l'azote gazeux est transformé en ion ammonium (habituellement par des procédés métaboliques); elle constitue donc une autre source d'azote minéralisé. Il y a fixation d'azote dans les algues bleu-vert et quelques genres de micro-organismes parmi lesquels figurent des bactéries aérobies telle l'espèce *Azotobacter*, des bactéries anaérobies comme l'espèce *Clostridium* et des organismes vivant en symbiose sur des végétaux supérieurs (comme l'espèce *Rhizobium* sur les légumineuses). La volatilisation, l'adsorption et la transformation chimique influent également sur le devenir de l'ammoniac dans le sol (NRC, 1979; OMS, 1986).

L'ammoniac se lie dans le sol, sous l'effet de l'attraction entre la charge positive de l'ion ammonium et la charge négative des micelles du sol. Dans le sol, l'adsorption de l'ammonium se fait principalement par les quatre mécanismes suivants : réaction chimique (ions échangeables) fixation (ions non échangeables), réaction avec la matière organique et forces d'attraction physique.

Comme l'ammoniac est très peu mobile dans le sol, il risque peu d'atteindre la nappe phréatique sauf dans des cas inhabituels, par exemple lorsqu'il y a dépassement du pouvoir d'échange cationique dans le sol. La pire situation, en ce qui a trait à la lixiviation de l'ammonium, se produirait vraisemblablement lorsque le sol atteint sa capacité de rétention en eau. Dans ce dernier cas, les ions ammonium peuvent pénétrer dans le sol et poursuivre leur migration vers l'intérieur, et seules de faibles quantités restent dans le liquide interstitiel. L'humidité présente dans le sol ou amenée par les précipitations dilue l'ammoniac en surface et réduit son taux d'évaporation.

Si les ions ammonium atteignent la nappe phréatique, ils poursuivront leur migration dans la direction du ruissellement souterrain et seront lentement dilués par diffusion, ou ils seront adsorbés par le sol et les particules minérales. Il est possible également que des bactéries en profondeur dans le sol utilisent l'ammoniac pour la synthèse d'acides aminés, en présence d'oxygène.

2.3.2 Concentrations dans l'environnement

2.3.2.1 Air

Dans les régions urbaines du monde entier, les taux atmosphériques de gaz ammoniac se situent en moyenne à 20 $\mu g/m^3$. Des chercheurs japonais ont toutefois observé des concentrations d'ammoniac atteignant 210 $\mu g/m^3$, dans une région située sous le vent d'une zone fortement industrialisée de Tokyo. Dans les régions non urbaines, les concentrations varient considérablement (de 0,2 à 2 000 $\mu g/m^3$), selon la proximité d'une source ponctuelle (OMS,

1986). Une de ces régions, située en Californie, a été étudiée en guise de comparaison avec les régions urbaines. À proximité d'une grande exploitation laitière de 600 animaux, une concentration en ammoniac de 560 $\mu g/m^3$ (Luebs *et al.*, 1973) a été mesurée dans l'air; dans cette région, la concentration atteignait régulièrement 190 $\mu g/m^3$. Comme la température au sol influe fortement sur les concentrations d'ammoniac dans la troposphère, celles-ci varient fortement selon la saison. Ainsi, des chercheurs allemands ont observé des concentrations de 1 à 2 $\mu g/m^3$, à une altitude de 1 500 m durant l'hiver et de 5 $\mu g/m^3$ (à 4 000 m) durant l'été (OMS, 1986). Les taux de particules de NH_4^+ dans l'atmosphère, au-dessus des océans, ont aussi été étudiés et des concentrations variant de 0,01 à 0,12 $\mu g/m^3$ ont été mesurées (Servant et Delapart, 1983; Quinn *et al.*, 1988); ces auteurs en ont conclu que les océans sont une source d'ammoniac atmosphérique. La concentration naturelle d'ammonium dans les particules se situe généralement à 1 $\mu g/m^3$, mais dans une région urbaine américaine, la moyenne mesurée a été de 7,6 $\mu g/m^3$. En général, les concentrations atmosphériques d'ammoniac fluctuent selon la saison; en Europe, les taux chutent durant l'été et culminent durant l'hiver, tandis qu'un profil inverse est observé au Japon (OMS, 1986; Yamamoto *et al.*, 1995). Au cours des années 70, la concentration en ammoniac mesurée dans les précipitations sur la zone continentale des États-Unis a varié de 0,01 à 0,15 mg/L (NRC, 1979). Dans un peuplement mixte de la forêt Whitaker, dans l'ouest de la chaîne de la Sierra Nevada, en Californie (1988-1990), des concentrations saisonnières moyennes sur 12 heures de 1,11 à 1,56 $\mu g/m^3$ ont été enregistrées durant le jour, la moyenne quotidienne la plus élevée étant de 3,75 $\mu g/m^3$. Exprimé sur une base molaire, le NH_3 s'est avéré le polluant atmosphérique azoté le plus répandu, formant près de 50 % de l'azote total (Bytnerowicz et Riechers, 1995). À Edmonton (Alberta), la concentration moyenne dans les précipitations a été de 0,41 mg de NH_4^+/L durant les étés 1977 et 1978. En juillet 1978, une vaste initiative d'échantillonnage a révélé la présence d'un gradient distinct de l'ammoniac total, des valeurs peu élevées (<0,06 mg/L) étant mesurées au pied des Rocheuses, alors que des valeurs élevées (>0,4 mg/L) ont été enregistrées vers l'est, dans les régions agricoles de la province (Klemm et Gray, 1982).

Le tableau 3 indique quelques concentrations en ammoniac et en ammonium mesurées dans l'atmosphère, dans des régions exposées à des sources diverses. On remarque que les concentrations atmosphériques en ammoniac total varient considérablement, même dans les régions non polluées; de plus, des concentrations très élevées peuvent être observées (jusqu'à 4 000 $\mu g/m^3$) dans les régions exposées à la pollution agricole, en particulier en Europe et en Californie.

Tableau 3 : Concentrations atmosphériques en ammoniac et en ammonium sous forme d'aérosols à différents endroits

Lieu	NH_3 (µg/m³)	NH_4^+ (µg/m³)	Référence
Régions urbaines			
Uniontown (Pennsylvanie)	5		Suh *et al.*, 1992
Université d'Essex, Angleterre	33	51	Li et Harrison, 1990
Régions exposées à la pollution industrielle			
Windsor (Ontario)	1,6-7,6		Brook *et al.*, 1997
Hamilton (Ontario)	3-43,6		Brook *et al.*, 1997
Lieu situé près de la centrale au charbon de Nanticoke sur le lac Érié, en Ontario	75	50	Anlauf *et al.*, 1985
Yokohama (Japon)	41-202		Yamamoto *et al.*, 1995
Régions exposées à la pollution agricole			
Riverside (Californie)	68-1 734	486-2 000	Doyle *et al.*, 1979
Région semi-rurale aux Pays-Bas	12-661	0-295	Hoek *et al.*, 1996
Région rurale aux Pays-Bas	12-980	5-373	Hoek *et al.*, 1996
Région agricole aux Pays-Bas	272-544		Asman *et al.*, 1989
Egbert (Ontario)	1,3-9,3		Brook *et al.*, 1997
Sud-est de la Saskatchewan	85		Cheng et Angle, 1996
Régions non polluées			
Marécage exempt d'émissions aux Pays-Bas		37	Asman *et al.*, 1989
Côte ouest du Canada	17		Cheng et Angle, 1996
Sutton (Ontario)	0,8-4,2		Brook *et al.*, 1997
Parc national Kejimkujik (Nouvelle-Écosse)	0,3-9,4		Brook *et al.*, 1997
Hongrie	12	23	Fekete et Gyenes, 1993
Antarctique	0,2-0,5	0,2-0,9	Gras, 1983
Côte sud-ouest de l'Europe	2-8	1,7-28	Pio *et al.*, 1996

Au bassin versant expérimental de *Hubbard Brook*, au New Hampshire, Fisher *et al.* (1968) ont mesuré des concentrations variant de 0,18 à 0,22 mg de NH_4^+/L, entre 1965 et 1968.

Janzen *et al.* (1997) ont prélevé des précipitations près de Lethbridge (Alberta) et ils les ont analysées pour en déterminer la teneur en ammoniac et en nitrate et ainsi tenter d'établir le cycle de l'azote dans les sols de la région. L'analyse des précipitations recueillies sur une période de deux ans laisse croire que l'apport annuel d'azote, sous forme de nitrate et d'ammonium, a totalisé 5,6 kg de N/ha. S'appuyant sur les données de Peake et Wong (1992), ces chercheurs ont déterminé un ratio moyen de 19 µeq de NH_4^+ par rapport à 14 µeq de NO_3^- dans les précipitations reçues près de Lethbridge. En utilisant ce ratio et l'apport moyen d'azote total (5,6 kg de N/ha), on obtient un apport annuel moyen de 3,2 kg de NH_3/ha.

Le programme canadien de mesure des aérosols acides a été créé, afin de mieux comprendre le comportement des particules acides dans l'atmosphère, notamment par la mesure du gaz ammoniac (Brook *et al.*, 1997). On présume que les concentrations moyennes sont représentatives des taux typiques d'ammoniac mesurés entre le début et le milieu des années 90. Des concentrations moyennes de 1,72 et 4,28 mg/m³ ont été observées à des endroits où l'industrialisation et les populations humaines pourraient avoir une incidence (respectivement

Windsor et Hamilton, en Ontario). La production agricole intensive a également causé une concentration moyenne élevée (1,63 mg/m^3) (Egbert, Ontario). Dans les régions rurales non industrialisées, des concentrations moyennes moins élevées ont été observées (0,83 mg/m^3 - Sutton, Québec). Enfin, une concentration de 0,41 mg/m^3 a été mesurée au-dessus de l'eau (Parc national Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse).

2.3.2.2 Dépôt atmosphérique

Des chercheurs de la station de recherches agricoles de Lethbridge (Janzen *et al.*, 1997) ont mesuré le taux de dépôt de NH_3 dans le sol, à neuf endroits répartis dans tout le sud de l'Alberta, pendant une période maximale de deux ans. Les taux moyens les plus faibles (entre 4 et 6 kg de N/ha par année) ont été observés aux deux sites témoins situés à la station de recherches, tandis que les taux moyens les plus élevés (environ 66 kg de N/ha par année) ont été mesurés à proximité d'un parc d'engraissement de bovins de boucherie. Dans ce dernier cas, les taux étaient suffisamment élevés pour influer de façon significative sur le degré de fertilisation du sol en azote. Ces chercheurs ont également étudié la relation entre la distance par rapport à la source de NH_3 et le taux de dépôt de NH_3. Des dispositifs de prélèvement du sol ont été installés à diverses distances du parc d'engraissement, sous le vent. Les taux de dépôt maximums ont été mesurés à proximité du parc d'engraissement, taux diminuant à mesure que l'on s'éloignait du parc. Ainsi, à moins d'un kilomètre du parc d'engraissement, la concentration avait diminué en deçà du taux de dépôt naturel moyen (4,4 mg de N/m^2 par jour) (figure 4).

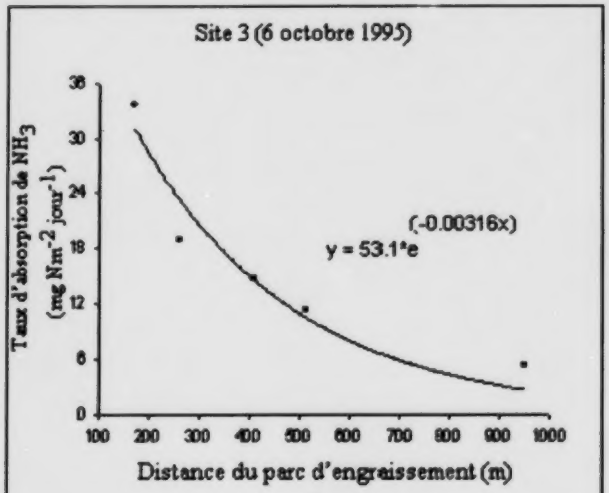


Figure 4 : Dispersion du NH_3 sous le vent d'un parc d'engraissement

Ces résultats sont similaires à la dispersion de l'ammoniac dans l'atmosphère qui a été observée dans d'autres régions du monde où se fait également l'élevage intensif du bétail. On a ainsi procédé à l'échantillonnage de l'air au-dessus d'une large zone d'exploitation laitière située à Chino (Californie), ainsi que dans une région qui n'était située à proximité d'aucune source

connue d'ammoniac, afin de déterminer la concentration en ammoniac dans l'air. La zone d'élevage, d'une superficie de 150 km^2, comptait 143 000 vaches laitières réparties entre 380 exploitations (Luebs *et al.*, 1973). L'échantillonnage continu de l'air, effectué simultanément au-dessus de la zone d'exploitation laitière et du lieu témoin, a révélé que la concentration en azote était 23 fois plus élevée dans la zone laitière, les concentrations y atteignant 80 $\mu g/m^3$, comparativement à une concentration de 3 à 5 $\mu g/m^3$ au lieu témoin. Par ailleurs, l'analyse des précipitations a révélé que la pluie au-dessus de la zone d'exploitation laitière contenait près de trois fois plus d'azote distillable que dans la région témoin : les concentrations en ammoniac variaient entre 0,4 et 1,7 mg/L dans la zone laitière, comparativement à un taux de 0,2 à 0,6 mg/L dans la zone témoin. Les précipitations dans la zone laitière ont donc généré un apport de 1,59 kg de N/ha dans les sols, comparativement à un apport de 0,53 kg de N/ha dans la zone témoin. Aux limites de la zone laitière, les concentrations en azote distillable étaient de 540 $\mu g/m^3$; à 200 m, elles avaient diminué à environ 50 $\mu g/m^3$ et, à une distance de 800 m sous le vent, elles étaient de 18 $\mu g/m^3$ (Luebs *et al.*, 1973).

Dans le cadre d'une étude réalisée aux États-Unis, on a constaté qu'un lac situé à 2 km d'un large parc d'engraissement de bovins (90 000 têtes de bétail) recevait des quantités appréciables d'ammoniac de l'air, lesquelles avaient été suffisantes pour hausser de 0,6 mg/L la concentration en azote total en un an. Par ailleurs, des différences moyennes de l'ordre de 20 fois ont été observées entre les concentrations atmosphériques de NH_3 dans les sites de référence et celles mesurées aux sites les plus près du parc d'engraissement (400 m); à proximité du parc d'engraissement, le dépôt moyen d'ammoniac a été de 145,6 kg de NH_3/ha par an, comparativement à 7,8 kg/ha par an au site de référence (Hutchinson et Viets, 1969).

Il a par ailleurs été déterminé que la densité du flux d'ammoniac au-dessus d'un large parc d'engraissement était en moyenne de 1,4 ± 0,7 kg de N/ha par heure, au printemps et à l'été, dans le nord-est du Colorado. Par temps humide, la valeur moyenne à la surface du parc d'engraissement était moins élevée, mais elle augmentait par temps sec. Les émissions de NH_3 total équivalaient à peu près à la moitié du taux de dépôt d'azote urinaire, ou à près du quart du taux de dépôt d'azote total (Hutchinson *et al.*, 1982). Les concentrations réelles en ammoniac sont demeurées relativement stables, s'établissant à 361 ± 46 μg de NH_3-N/m^3. Les périodes de temps chaud, sec et calme ont donné lieu à des concentrations en NH_3 beaucoup plus élevées (970 à 1 200 μg de NH_3-N/m^3).

Des dépôts atteignant jusqu'à 66,4 kg de NH_3/ha par an ont été observés dans un rayon de 50 m d'un poulailler logeant de 8 000 à 12 000 poulets, près d'Athens, en Georgie. À 1,2 km du poulailler, les concentrations en ammoniac correspondaient au taux de dépôt naturel (15 kg/ha par an). À proximité d'un parc d'engraissement de bovins de boucherie, une concentration de 26,5 kg/ha par an a été mesurée, concentration qui, à plus de 500 à 800 m, avait diminué pour se situer près du niveau naturel pour la région d'Athens (Giddens, 1975).

Un suivi des polluants atmosphériques azotés a été fait durant trois saisons estivales (1988 à 1990), dans un peuplement de résineux mixtes de la forêt Whitaker, dans l'ouest de la chaîne de la Sierra Nevada, en Californie. Durant ces trois saisons estivales, les flux de dépôt du NH_4^+ sur les branches de pins ponderosa (*Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws.) ont varié entre 17 et 67 kg/m^2 par année. Au cours de l'été 1990, le NH_4^+ provenant de la surface des branches a généré un

apport de 0,2 kg/ha par an et l'absorption interne de NH_3 a été estimée à 0,6 kg de N/ha par an. Les taux élevés de polluants atmosphériques et de dépôt d'azote pourraient nuire aux écosystèmes naturels situés dans la partie occidentale de la Sierra Nevada (Bytnerowicz et Riechers, 1995).

Les dépôts en azote inorganique total, dans les forêts les plus exposées du bassin atmosphérique de Los Angeles, peuvent atteindre jusqu'à 25 à 45 kg/ha par an. Les dépôts d'azote dans ces régions fortement exposées ont provoqué une saturation en azote du chaparral et des peuplements de résineux mixtes. Or dans les forêts saturées en azote, de fortes concentrations de nitrate se retrouvent dans les cours d'eaux, les solutions du sol et le feuillage (Bytnerowicz et Fenn, 1996).

2.3.2.2.1 Étude de cas : Vallée du bas Fraser

Dans la vallée du bas Fraser, la détérioration de la qualité des eaux de surface, des eaux souterraines et de l'air constitue un grave problème environnemental. On s'inquiète tout particulièrement du risque de pollution par le nitrate de l'aquifère Abbotsford/Sumas qui alimente les réseaux en eau potable des sections canadienne et américaine de cette région (Zebarth *et al.*, 1997). Une autre préoccupation majeure est la détérioration de la qualité de l'air visible autour de Vancouver (Hoff *et al.*, 1997; Pryor *et al.*, 1997a,b,c). La source des nitrates est le fumier qui est épandu dans les champs durant l'hiver, alors que la détérioration de la qualité de l'air est due à la présence de particules de sulfate d'ammonium. La vallée compte un grand nombre d'exploitations de production agricole et d'élevage qui contribuent à la fois à la volatilisation directe du NH_3 et aux quantités qui s'y déposent de nouveau localement (Paul, 1997).

Afin de pouvoir procéder à un projet de modélisation de l'ammoniac, un inventaire des émissions atmosphériques de NH_3 a été établi, à partir des données des études canadienne et américaine les plus récentes (1996) (Jennejohn *et al.*, 1996; Barthelmie et Pryor, 1998). La figure 5 présente l'inventaire des émissions d'ammoniac en 1996-1997 dans la vallée du bas Fraser, une région où l'agriculture constitue la principale source d'émissions de NH_3. Celles-ci sont estimées à 5 260 tonnes par an, comparativement à une quantité de 3 511 tonnes par an dans le district régional du Grand Vancouver. Les bovins produisent près de la moitié des émissions agricoles de NH_3 et sont suivis, au deuxième rang, de l'aviculture; l'utilisation d'engrais minéraux est une autre source importante (Barthelmie et Pryor, 1998). Quelque 8 800 tonnes d'ammoniac proviennent de la portion canadienne de la vallée et 2 400 tonnes de la section américaine.

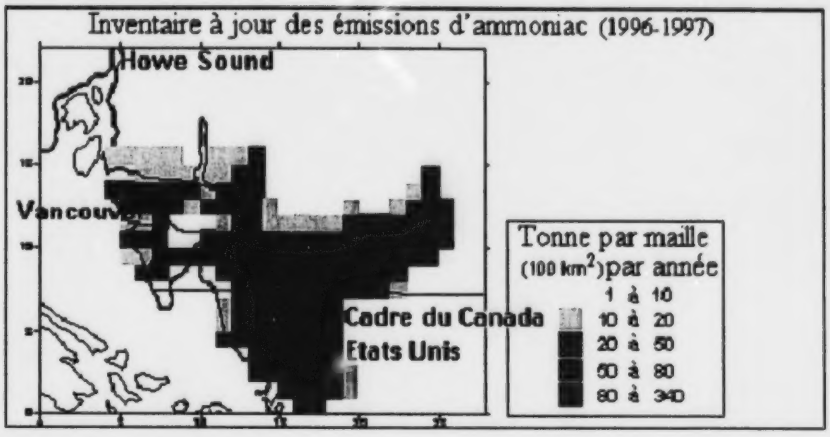


Figure 5 : Inventaire des émissions atmosphériques d'ammoniac dans la vallée du bas Fraser, 1996-1997

L'ammoniac joue un rôle important, sur le plan chimique, dans la production des aérosols atmosphériques; aussi, pour bien comprendre les concentrations et les dépôts d'ammoniac, un exercice de modélisation de la chimie atmosphérique des aérosols est essentiel. À cette fin, le modèle des particules inorganiques et organiques secondaires (ISOPART) a été utilisé parce qu'il s'agit d'un modèle lagrangien qui englobe de vastes aspects de la chimie et de la dynamique des aérosols.

Un échantillonnage atmosphérique propre à l'application a été fait (Hoff *et al.*, 1997). Outre la surveillance atmosphérique, un vaste échantillonnage au niveau du sol a été entrepris durant l'été 1993, dans le cadre de l'évaluation expérimentale régionale de la visibilité dans la vallée du bas Fraser (REVEAL). Pour ce faire, des appareils d'échantillonnage d'aérosols ont été installés à sept endroits dans la vallée du Fraser pour recueillir des données sur les concentrations moyennes en particules fines et en gaz sur 24 heures (Pryor *et al.*, 1997a,c).

On a ensuite comparé les concentrations d'aérosols près de la surface, obtenues par modélisation, aux concentrations observées à la surface durant l'après-midi du 5 août 1993. Les plus fortes concentrations d'aérosols ont été observées à l'est de Vancouver, dans la partie nord centrale de la vallée, le long d'une bande s'étendant du nord-ouest vers le sud-est. Cette même répartition des concentrations d'aérosols a été prévue à l'aide du modèle ISOPART pour cette période (Pryor *et al.*, 1997b), ce qui est venu confirmer l'utilité du modèle pour calculer les concentrations en gaz ammoniac.

Comme on s'y attendait, les plus fortes concentrations de NH_3, ont été observées dans le centre et l'est de la vallée, dans des régions à prédominance agricole (région émettrice); la région urbaine de Vancouver est une source de NO_y (oxydes d'azote totaux, y compris les nitrates). Des concentrations élevées d'ammonium en aérosols ont été observées le long d'une bande qui s'étendait du sud-est du Grand Vancouver, vers le centre de la vallée, tandis que les plus fortes concentrations de nitrate ont été mesurées autour de Vancouver et dans le centre de la vallée. Il convient de noter que les concentrations maximales de NH_4^+ ont été associées à de fortes concentrations de sulfate.

La figure 6 illustre le dépôt modélisé d'azote total, en kg de N/ha par année. Les dépôts les plus élevés de NH_3 ont été mesurés dans le centre et l'est de la vallée, laquelle région est représentée par la zone de concentration à la droite de la figure (indiquée NH_3); il s'agit de la région émettrice d'ammoniac. Les dépôts de NO_y s'observent principalement dans la région du Grand Vancouver ainsi que dans les portions fortement urbanisées du domaine, représentées par la zone de concentration à la gauche de l'illustration (NO_3^-). Les dépôts maximums d'ammonium sous forme d'aérosols ont été observés dans une bande qui va du sud-est du Grand Vancouver, en direction du centre de la vallée, alors que les dépôts de nitrate sont les plus élevés à l'est de Vancouver et au-dessus du centre-ville. Ce profil des dépôts d'azote n'a rien toutefois d'étonnant, car il représente deux sources émettrices importantes et distinctes. L'ammoniac se dépose de nouveau rapidement sous forme de gaz, mais il est également transformé relativement rapidement en aérosols et tous deux sont transportés et déposés sous forme de NH_4^+. Selon les estimations, le dépôt maximum d'ammoniac a été de 105 kg de NH_3/ha par année dans les portions rurales de la vallée du bas Fraser. Par ailleurs, la majeure partie de la portion agricole de la vallée est exposée à des dépôts d'azote (principalement sous forme d'ammoniac) qui dépassent largement la charge critique (10 kg/ha par année) (figure 6). Les chiffres de la grille de la figure 6 correspondent à ceux de la figure 5.

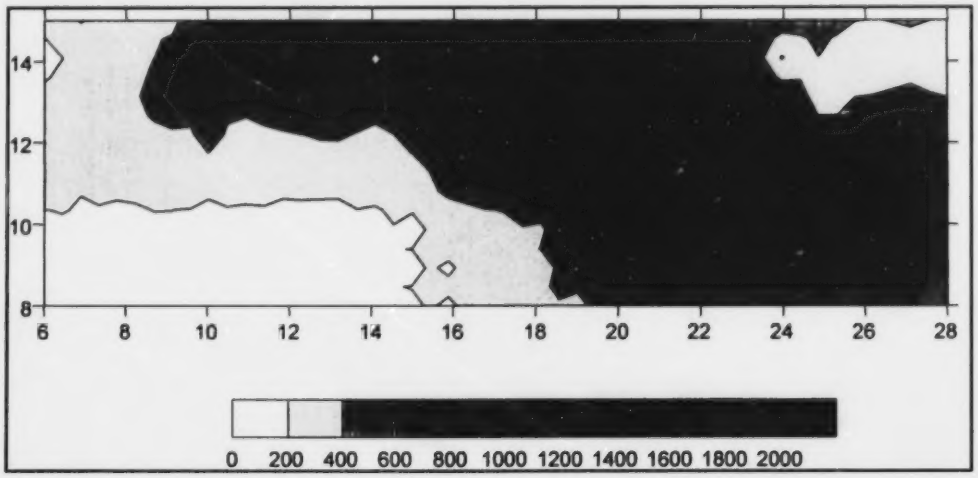


Figure 6 : Dépôt modélisé d'azote total (kg/ha par an) pour la vallée du bas Fraser

2.3.2.3 Eaux de surface

En général, les eaux naturelles contiennent peu d'ammoniac total, les concentrations y étant habituellement inférieures à 0,1 mg/L. À une température de 20 °C (laquelle est caractéristique des conditions de risque maximal, c'est-à-dire des conditions utilisées pour l'établissement des scénarios de risque) et à un pH se situant entre 7 et 8, les niveaux naturels de NH_3 varient de 0,0004 à 0,004 mg/L. Des concentrations plus élevées peuvent être une indication de pollution anthropique et organique (CCME, 1987). Cette tendance est illustrée à la figure 7, pour des cours d'eau situés en amont et en aval d'Edmonton. En amont d'Edmonton, l'ammoniac non ionisé était pratiquement non décelable (selon la limite de détection pour l'ammoniac total); à 113 km en aval, par contre, l'ammoniac non ionisé était toujours décelable et sa concentration a atteint jusqu'à 0,026 mg/L (Tchir, 1998). La plus forte concentration d'ammoniac non ionisé, mesurée dans les effluents municipaux au Canada, a été de 0,68 mg/L et elle a été décelée dans les effluents de la station d'épuration de l'île d'Annacis, à Vancouver (Servizi *et al.*, 1978).

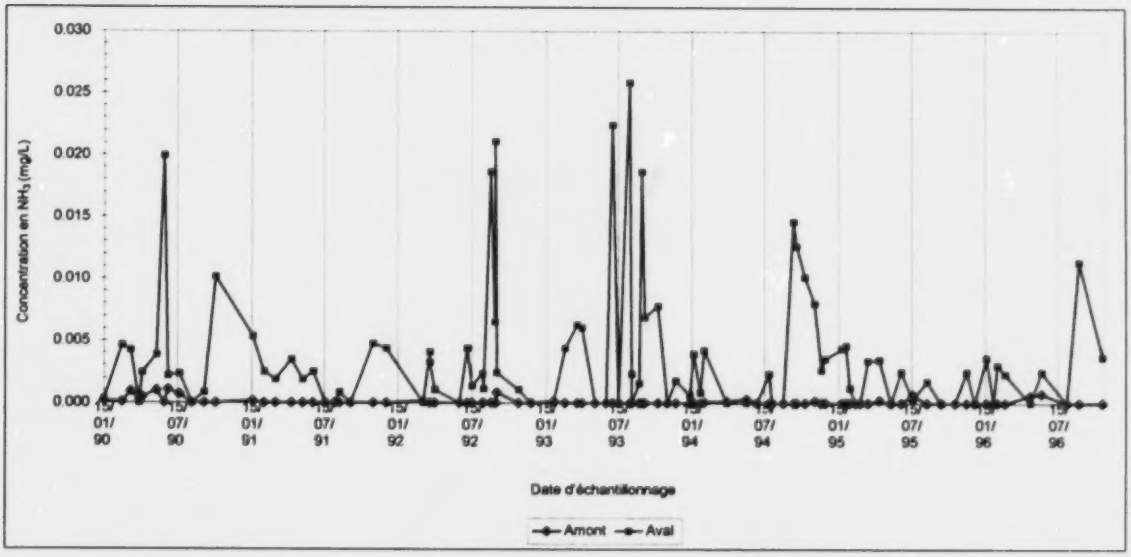


Figure 7 : Concentrations en ammoniac non ionisé, en amont et en aval d'Edmonton

Les données sur les concentrations en ammoniac dans les eaux douces, obtenues des organismes de surveillance fédéral et provinciaux, ont été examinées afin de déterminer les secteurs névralgiques. Les limites de détection de l'ammoniac non ionisé doivent être calculées à partir de la limite de détection de l'ammoniac total, à un pH et à une température précis. Et, à mesure que ces deux paramètres fluctuent, il en va de même de la limite de détection de l'ammoniac non ionisé; les limites non décelables ont donc tout simplement été désignées par la

mention « <décelable ». Selon une analyse générale de la qualité de l'eau réalisée par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO, 1997), la concentration moyenne en ammoniac non ionisé a été de 0,007 mg/L, la valeur médiane étant de 0,0004 mg/L et l'intervalle allant de <décelable à 5,6 mg/L.

Seules les concentrations en ammoniac total ont été obtenues pour la Colombie-Britannique (Ryan, 1998; Swain, 1998). Ces concentrations étaient en général faibles, ceci pouvant être une indication de la forte capacité de dilution des rivières et des lacs de cette province. La concentration moyenne en ammoniac total, mesurée aux sites de surveillance du gouvernement fédéral, a été de 0,009 mg/L, la médiane étant de 0,005 mg/L et l'intervalle allant de <0,002 à 0,48 mg/L. Dans les sites de prélèvement provinciaux, la concentration moyenne en ammoniac total a été de 0,02 mg/L (médiane de 0,001 mg/L et intervalle de <0,002 à 8,4 mg/L).

Dans les rivières des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut, les concentrations en ammoniac ont été là aussi extrêmement faibles, ce qui n'a rien d'étonnant pour ces territoires. Ainsi, la concentration moyenne en ammoniac total a été de 0,03 mg/L, avec une médiane de 0,01 mg/L et un intervalle de <0,002 à 0,68 mg/L (Halliwell, 1998).

En 1994 et 1995, Environnement Canada a procédé au prélèvement de 1 225 échantillons dans 66 sites des trois provinces des Prairies, principalement dans des rivières interprovinciales. Le taux d'ammoniac, la température et le pH ont tous été mesurés, de manière à pouvoir calculer les concentrations en ammoniac non ionisé (Chu, 1997). Dans ces provinces, la concentration moyenne en ammoniac non ionisé a été de 0,002 mg/L (médiane de 0,0006 mg/L et intervalle de <décelable à 0,16 mg/L).

L'*Alberta Environmental Protection* a fourni des données d'échantillonnage détaillées, mais aucune donnée sur la température ou le pH (Tchir, 1998). Bon nombre des données de l'Alberta indiquent que les villes et les principaux centres industriels contribuent à la hausse des concentrations en ammoniac dans les cours d'eau de la province. La concentration moyenne en ammoniac total a été de 0,8 mg/L, avec une médiane de 0,02 mg/L et un intervalle de <0,002 à 126 mg/L.

Au Manitoba, le ministère provincial de l'Environnement a prélevé des échantillons d'eau dans 44 sites; la concentration moyenne en ammoniac non ionisé a été de 0,002 mg/L (médiane de 0,0004 mg/L et intervalle allant de <décelable à 0,21 mg/L) (Williamson, 1998).

La ville de Winnipeg a également fourni des données sur le contrôle de la qualité de l'eau à partir d'échantillons prélevés en aval de chacune de ses stations de traitement des eaux usées ainsi qu'en aval de Winnipeg, au barrage de Lockport (Ross, 1998). Au pont de Fort Garry, en aval de la station du sud, la concentration moyenne en ammoniac non ionisé a été de 0,012 mg/L (médiane de 0,006 mg/L et intervalle allant de <décelable à 0,13 mg/L). Au Main Street Bridge, aux confluents de la rivière Assiniboine et de la rivière Rouge, une concentration moyenne en ammoniac non ionisé de 0,006 mg/L a été mesurée (médiane de 0,003 mg/L et intervalle variant de <décelable à 0,04 mg/L), tandis qu'au North Perimeter Bridge, sur la rivière Rouge, la concentration moyenne en ammoniac non ionisé a été de 0,017 mg/L (médiane de 0,007 mg/L et intervalle variant de <décelable à 0,17 mg/L). Enfin, au barrage de Lockport, sur la rivière

Rouge, la concentration moyenne en ammoniac non ionisé a été de 0,017 mg/L (médiane de 0,01 mg/L et intervalle allant de <décelable à 0,14 mg/L).

Deux concentrations ont été mesurées pour le lac Ontario, à partir de prélèvements d'échantillons faits en 1992 et 1993. La première (0,96 mg/L) a été mesurée dans le port de Hamilton, en 1992, et la deuxième (0,39 mg/L), elle aussi prise en 1992, a été mesurée à l'est de Toronto dans une région connue sous le nom de *The Beaches* (Charlton, 1997).

Des échantillons d'eau sont prélevés du centre du port de Hamilton et analysés depuis au moins 1986; les résultats indiquent constamment de fortes concentrations en ammoniac total, lequel s'accumule durant l'hiver puis se dégrade tout au long de l'été. Ce processus de concentration de l'ammoniac s'explique par la présence de trois stations d'épuration qui rejettent leurs effluents dans le port; il est dû également au faible échange d'eau dans le port ainsi qu'à la diminution des bactéries nitrifiantes durant l'hiver. Entre le 6 janvier et le 9 septembre 1998, Environnement Canada a procédé à des relevés hebdomadaires, pour déterminer les concentrations d'ammoniac dans l'ensemble du port (Charlton et Milne, 1999). À 1 m de profondeur, la concentration moyenne en ammoniac non ionisé a été de 0,023 mg/L (médiane de 0,016 mg/L et intervalle variant de 0,001 à 0,114 mg/L). Toutes ces valeurs ont diminué à mesure que l'on progressait dans la colonne d'eau, de sorte qu'à une profondeur de 19 m, la concentration moyenne n'était plus que de 0,004 mg/L (médiane de 0,003 mg/L et intervalle allant de <décelable à 0,012 mg/L).

Enfin, la province de Québec a fourni des données sur la qualité de l'eau qui portent entre autres sur la concentration en ammoniac total, la température et le pH, pour la période de 1988 à 1998 (Dupont, 1998). La concentration moyenne en ammoniac non ionisé, calculée à partir des données pour 16 372 échantillons, a été de 0,001 mg/L, la concentration médiane étant inférieure à la concentration décelable (d'après la limite décelable de l'ammoniac total, qui est de 0,002 mg/L) et l'intervalle variant de <décelable à 0,69 mg/L. Dans bon nombre de cours d'eau et de rivières situés sur la rive sud du Saint-Laurent, le pH devient très élevé durant l'été. Combiné aux températures élevées durant l'été, ce pH donne lieu à la production de fortes concentrations d'ammoniac non ionisé, même lorsque les concentrations en ammoniac total sont relativement faibles. Il semble qu'un grand nombre de ces cours d'eau à fortes concentrations moyennes d'ammoniac total soient situés juste au nord ou au sud de Montréal ou à l'est de la ville de Québec, sur la rive sud du Saint-Laurent.

2.3.2.4 Ruissellement en provenance des sols

Timmons et Holt (1977) ont déterminé les quantités et la composition chimique des eaux de ruissellement provenant des sols indigènes (intacts, non modifiés par l'homme) des prairies au Minnesota. Leurs analyses effectuées sur cinq ans ont permis de déterminer que 80 % de la concentration annuelle moyenne d'ammoniac provenait du ruissellement dû à la fonte des neiges, les précipitations n'ayant causé un ruissellement important (37 %) que durant une de ces cinq années. Cette année-là, les pertes d'ammoniac dissous ont varié de 0,02 à 0,28 kg de NH_3-N/ha dans la fonte des neiges et le ruissellement provenant des précipitations en contenait 0,03 kg/ha. La perte moyenne d'ammoniac à partir des terres intactes a été de 0,13 kg/ha.

Dans le cadre d'une étude contrôlée sur le déboisement, Likens *et al.* (1970) ont montré que le déboisement complet d'un bassin hydrographique dans les forêts de l'est du New Hampshire n'avait eu aucun effet sur le ruissellement d'ammonium. Ainsi, dans les bassins non déboisés, la concentration en ammonium sur trois ans a varié de 0,02 à 0,12 mg/L, comparativement à une concentration de 0,05 à 0,14 mg/L dans les bassins déboisés.

Des données recueillies pendant huit ans, sur 32 bassins hydrographiques versants boisés de la région de Muskoka-Haliburton (dans le centre de l'Ontario), ont été utilisées pour élaborer des modèles de régression des exportations de NH_4^+ à long terme. Une faible corrélation entre la chimie du cours d'eau (incluant le NH_4^+) et les rejets a été observée à tous les emplacements. La rétention d'ammonium (définie comme la fraction des dépôts annuels retenus par le bassin) a été très élevée (>0,87) dans tous les bassins. Le dépôt de NH_4^+ dans cette région a été de 4,794 kg de NH_4^+/ha par année (Dillon *et al.*, 1991).

La pratique de l'élevage peut accroître de façon significative le ruissellement d'ammoniac à partir du sol. Cooke (1996) a étudié la variation de l'écoulement d'azote dans divers types de sols, en Alberta. Dans les terres boisées, ni la concentration de nitrate, ni celle de NH_4^+ n'a été élevée dans l'écoulement de surface. Dans les terres agricoles, par contre, le nitrate a dominé, sa concentration étant près de 50 fois supérieure à celle de NH_4^+. Dans les exploitations agricoles mixtes comptant de 25 à 100 têtes de bétail, 95 % du NH_4^+ a été acheminé dans les cours d'eau par le ruissellement. L'ammoniac ne représentait que 2 % de l'azote présent dans le ruissellement des terres agricoles, mais 43 % de l'azote dans les cours d'eau des régions forestières et 89 % de l'azote dans les cours d'eau drainant des exploitations d'élevage de bovins.

Les concentrations maximales de NH_4^+ ont été de 27 mg/L en aval d'exploitations de naissage, alors que des concentrations inférieures à 1 mg/L ont été mesurées au printemps, dans les cours d'eau des régions forestières. Des concentrations moyennes pondérées en fonction du débit, variant de 1 à 2,3 mg/L (pour le NH_4^+) et de 0,15 à 0,2 mg/L (pour les nitrates), ont été mesurées en aval des exploitations de naissage, au printemps.

Un relevé provincial des cours d'eau en Alberta a révélé que les concentrations en nutriments ont tendance à être plus élevées dans les cours d'eau drainant des terres où se pratique une agriculture intensive que dans les cours d'eau traversant des régions où l'agriculture est moins intensive. Des profils saisonniers typiques sont également apparus : 1) les concentrations les plus élevées sont généralement mesurées au moment de l'écoulement printanier; 2) les concentrations diminuent à mesure que le débit ralentit et 3) plus tard au printemps et à l'été, l'accroissement des taux de nutriments (en particulier de particules) coïncide habituellement avec une hausse soudaine des précipitations. Ces hausses soudaines des concentrations ont été plus manifestes dans les cours d'eau traversant des terres consacrées à une agriculture d'intensité moyenne à faible, car il se produit un ruissellement provoqué par les précipitations dans ces bassins versants, alors qu'aucun ruissellement du genre n'a été observé dans les bassins situés dans des régions où l'agriculture est intensive (Anderson *et al.*, 1998b).

L'épandage de fumier dans les champs peut être une méthode rentable d'éliminer les déjections animales et d'amender le sol; à certaines périodes de l'année, toutefois, l'épandage peut causer des problèmes pour les cours d'eau situés à proximité. Au Québec, Gangbazo *et al.* (1995) ont constaté que l'épandage du fumier à l'automne, comme fertilisant, provoquait un

apport significatif d'ammoniac dans le ruissellement. Ainsi, l'épandage à l'automne de 360 kg de fumier azoté par hectare dans les champs de maïs a eu pour effet d'augmenter le taux d'ammoniac dans les eaux de ruissellement, de 1,9 à 3,4 kg de N/ha, et ces concentrations élevées ont persisté pendant au moins trois ans. Dans le cas de l'épandage en surface dans des champs de fourrage, seul l'épandage à l'automne de 110 kg de fumier azoté par hectare a provoqué une accumulation excessive d'ammoniac dans le ruissellement provenant des champs; dans ce dernier cas, les concentrations en ammoniac sont demeurées plus élevées que dans les champs témoins pendant deux ans.

Au Manitoba, Green (1996) a étudié le ruissellement d'ammoniac au printemps, provenant du fumier de porc qui avait été épandu en surface durant l'hiver. Il a constaté que les concentrations moyennes en ammoniac étaient beaucoup plus élevées dans le ruissellement que dans les flaques formées dans les champs. L'eau de fonte provenant des champs témoins contenait de 0,19 à 0,26 mg d'ammoniac/L, comparativement à une concentration de 8,5 mg/L dans les champs où il y avait eu épandage de fumier. Par ailleurs, les concentrations en ammoniac total dans les rivières de la région ont été elles aussi relativement élevées, tant en amont (0,32 mg/L) qu'en aval (de 0,34 à 0,52 mg/L) du lieu de l'étude. L'épandage n'a eu aucun effet apparent sur les cours d'eau de la région, malgré les quantités appréciables d'ammoniac s'écoulant des champs.

Dans le cadre d'une étude sur l'eutrophisation réalisée en Iowa, Jones *et al.* (1976) ont pris des mesures détaillées des concentrations de nutriments dans les eaux de ruissellement de 48 petits et grands bassins hydrographiques. Ils ont aussi fait un relevé de la densité animale dans les bassins, ainsi que du type d'exploitations d'élevage et des modes d'utilisation du sol dans chaque bassin. Dans les bassins hydrographiques d'une superficie supérieure à 100 ha, ces chercheurs ont constaté une forte corrélation, uniquement entre la concentration en ammoniac dans les cours d'eau et le nombre d'unités animales par hectare, à l'intérieur du bassin; ils ont ainsi déterminé que la concentration en NH_3-N augmentait de 0,77 ± 0,23 mg/L pour chaque unité animale supplémentaire par hectare. Ils ont également cherché à déterminer si l'emplacement de ces unités animales à l'intérieur du bassin avait une incidence sur les pertes de NH_3-N, Le nombre d'unités animales par hectare, dans les champs où le drainage se fait vers des cours d'eau ou au moyen de tuyaux, s'est avéré la seule variable significative dans les analyses. Jones *et al.* (1976) ont estimé que chaque unité d'élevage par hectare produisait un apport de 0,96 ± 0,18 kg de NH_3-N/ha, dans les champs avec drainage vers des cours d'eau ou au moyen de tuyaux. La concentration en ammoniac dans les eaux de ruissellement provenant des parcs d'engraissement a été en moyenne de 6,5 mg/L, comparativement à une concentration moyenne de 0,75 à 1,0 mg/L dans le ruissellement provenant des champs de soja et de maïs et des pâturages. Aucune présence d'ammoniac n'a été décelée dans le ruissellement provenant des tuyaux de drainage.

L'élevage intensif de bovins laitiers, à proximité de cours d'eau, peut causer la contamination de ces cours d'eau par un apport élevé d'ammoniac, en particulier dans les champs à pentes de drainage abruptes. Daniel *et al.* (1982) en ont fait la preuve lors d'une étude réalisée auprès de trois exploitations laitières du Wisconsin et d'un chantier de construction en milieu urbain. Ainsi, le ruissellement provenant d'une exploitation laitière intensive aménagée sur une pente abrupte, à proximité d'un cours d'eau, contenait 5 mg d'ammoniac/L, comparativement à une concentration d'environ 1 mg d'ammoniac/L dans l'écoulement provenant d'exploitations

laitières situées loin de cours d'eau ou sur un terrain plat. L'écoulement provenant du chantier de construction avait une concentration en ammoniac d'environ 0,2 mg/L .

2.3.2.5 Sol

On possède peu de données sur les concentrations naturelles d'ammoniac dans les sols canadiens. Cependant, ces taux sont en général très faibles (<1 mg/kg) en raison de la conversion rapide de l'ammonium en nitrite par les bactéries de l'espèce *Nitrosomonas*, puis en nitrate par les bactéries de l'espèce *Nitrobacter*, à une température variant entre 0 et 35 °C (Henry, 1995). Dans certaines régions du Canada, notamment dans la vallée du bas Fraser, certaines conditions peuvent favoriser l'accumulation d'ammoniac dans le sol durant l'hiver (épandage de fumier dans des champs qui ne sont pas gelés, mais qui sont trop froids pour soutenir la croissance des bactéries *Nitrosomonas*).

2.3.2.6 Eaux souterraines

On possède également peu de données sur les concentrations en ammoniac dans les eaux souterraines au Canada. Cependant, la contamination des eaux souterraines par l'ammoniac n'est généralement pas un problème, car l'ammoniac est rapidement transformé en ions ammonium positifs, lesquels se lient solidement dans le sol aux sites d'échange de cations chargés négativement. L'ammonium n'est pas suffisamment mobile dans le sol pour causer un grave problème de contamination des eaux souterraines (Feth, 1966; Liebhardt *et al.*, 1979; Olson, 1997). Dans de rares cas, les engrais azotés, les déjections animales et les fosses septiques peuvent causer un apport significatif d'ammoniac dans les eaux souterraines peu profondes, en particulier les eaux situées dans des sols mal drainés (Gilliam *et al.*, 1974; Rajagopal, 1978), les eaux qui circulent sous des parcs d'engraissement ou celles situées dans les régions d'alimentation de la nappe souterraine.

2.4 Caractérisation des effets

Dans la présente section les effets biotiques, directs et indirects, sont passés en revue. Les effets toxiques directs de l'ammoniac sont ceux qui ont une incidence directe sur un individu — ces effets provoquent habituellement la mort, une réduction de la croissance ou une réduction de la capacité de reproduction. Les effets indirects, eux, s'exercent généralement sur un écosystème, en modifiant le régime nutritionnel (dans le cas de l'eutrophisation) ou quelque autre paramètre physique, comme le pH dans le cas de l'acidification. Ces effets négatifs sur les écosystèmes prennent généralement la forme de changements chez les organismes dominants, habituellement en faveur des organismes mieux en mesure de tirer profit du nouveau régime nutritionnel ou de résister aux nouveaux paramètres physiques. En pareils cas, la toxicité sur les organismes s'exerce indirectement, mais peut néanmoins être attribuée, au bout du compte, au dépôt d'ammoniac sous une forme ou une autre. Enfin, les effets non biologiques à médiation atmosphérique, c'est-à-dire la destruction de l'ozone stratosphérique, la formation d'ozone troposphérique et l'intensification de l'effet de serre.

2.4.1 Effets sur les végétaux terrestres

La toxicité de l'ammoniac atmosphérique pour les végétaux est un domaine de recherche très dynamique qui s'explique du fait que l'importance de ce problème à grande échelle n'est reconnue que depuis la fin des années 80 et le début des années 90. Ce n'est qu'après avoir assez bien documenté les effets des oxydes de soufre et d'azote que l'on a découvert le rôle de l'ammoniac dans le déclin des forêts et l'acidification des sols en Europe. Une distinction a alors pu être établie entre les effets de l'ammoniac et ceux causés par les autres polluants atmosphériques, les premiers se manifestant dans les basses terres et à proximité des exploitations d'élevage. Et c'est aujourd'hui un fait bien documenté que les effets visibles et le dépérissement observés dans un rayon de quelques mètres à plusieurs kilomètres des grandes exploitations d'élevage peuvent être dus aux émissions de NH_3.

C'est dans les milieux pauvres en azote que les effets écologiques des dépôts de NH_3 risquent le plus de se manifester, là où dominent les végétaux adaptés à un faible apport en azote (Heil et Diemont, 1983; Schjoerring *et al.*, 1998), et les régions alpines et boréales pourraient y être particulièrement sensibles (Boxman *et al.*, 1988; Aber *et al.*, 1989; Bobbink *et al.*, 1992). Les sols ayant un faible pouvoir tampon et une tendance à être acides peuvent eux aussi être sensibles, à cause des effets acidifiants de la nitrification du NH_4^+ en nitrates (Schuurkes *et al.*, 1986). L'ajout d'ions NH_4^+ peut également perturber l'équilibre cationique.

On possède peu de données sur les valeurs de la toxicité aiguë à court terme (<1 jour) de l'ammoniac pour les végétaux. En se basant sur les valeurs publiées dans la documentation, Van der Eerden (1982) a toutefois publié un graphique qui représente les concentrations massiques en fonction de la durée d'exposition et qui illustre les effets de l'ammoniac sur les végétaux terrestres. Différents effets nocifs, par exemple une nécrose des feuilles et une sensibilité accrue au froid, ont été observés chez certains végétaux terrestres (feuillus et conifères et certaines cultures comme le sarrasin, le chou-fleur, la tomate et le tournesol), après une exposition d'une heure à des concentrations atmosphériques variant de 25 à 50 mg/m^3 (25 000 à 50 000 $\mu g/m^3$).

2.4.2 Effets aigus sur les organismes dulçaquicoles

Les concentrations en ammoniac qui sont toxiques pour les organiques aquatiques sont généralement exprimées en ammoniac non ionisé (NH_3), car il a été démontré que c'est le NH_3, et non le NH_4^+, qui est la principale forme toxique d'ammoniac dans l'environnement, à quelques exceptions près.

Alors qu'il existe une somme appréciable de données sur les effets aigus, chroniques et sublétaux de l'ammoniac chez le poisson, on possède moins de données sur les effets de cette substance sur les invertébrés et les organismes benthiques. Enfin, bien que les données sur les concentrations de NH_3 toxiques pour les phytoplanctons et les plantes vasculaires d'eau douce soient elles aussi limitées, ces données indiquent néanmoins que les espèces végétales d'eau douce tolèrent beaucoup mieux le NH_3 que les invertébrés ou le poisson.

2.4.2.1 Algues

Les données expérimentales sur la toxicité de l'ammoniac pour les phytoplanctons et les plantes vasculaires dulçaquicoles sont limitées et contradictoires; ceci peut être dû, toutefois, à la variation des réactions observées chez les différentes espèces. Par ailleurs, la plupart des études font mention des concentrations en ammoniac total, mais ne précisent ni le pH, ni la température; il a donc été impossible de calculer les concentrations en ammoniac non ionisé. À des concentrations relativement élevées (par comparaison aux niveaux d'exposition chez le poisson), certaines algues et la plupart des macrophytes aquatiques peuvent utiliser l'ammoniac comme nutriment. À des concentrations variant entre 2 et 5 mg d'ammoniac total/L, on a observé une inhibition de la croissance chez *Chlorella vulgaris*. Une concentration de 5,5 mg/L a provoqué une inhibition totale de la croissance, tandis qu'une exposition à environ 9 mg/L pendant 120 heures a provoqué la mort de 50 % des organismes (Przytocka-Jusiak, 1976). Pour sa part, Bretthauer (1978) note qu'une concentration de 0,6 mg de NH_3/L (à un pH de 6,5 et une température de 30 °C) a causé la destruction de *Ochromonas sociabilis* et qu'il y a eu réduction de la croissance de cette population à une concentration de 0,3 mg/L (durée des tests non précisée). Des concentrations de 0,06 à 0,15 mg de NH_3/L ont eu un effet non significatif sur la croissance, tandis que des concentrations de 0,015 à 0,03 mg de NH_3/L ont favorisé la croissance. D'autres études ont démontré que l'ammoniac à des concentrations supérieures à 2,5 mg/L inhibait la photosynthèse et la croissance de l'algue *Scenedesmus obliquus* et inhibait la photosynthèse chez les algues *Chlorella pyrenoidosa*, *Anacystis nidulans* et *Plectonema boryanum* (Abeliovich et Azov, 1976).

2.4.2.2 Poisson

Les symptômes de la toxicité aiguë de l'ammoniac chez le poisson se manifestent par une perte d'équilibre, une hyperexcitabilité, ainsi qu'une accélération de la respiration, du débit cardiaque et de la consommation d'oxygène, qui peuvent causer des convulsions, le coma et la mort.

Le poisson peut tolérer de fortes concentrations d'ammoniac non ionisé durant une période de quelques heures, mais sa tolérance diminue à mesure que la période d'exposition se prolonge. Des études effectuées il y a un certain temps sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et le saumon coho (*O. kisutch*) (Grindley, 1946; Downing et Merkins, 1955; Lloyd et Herbert, 1960; Ball, 1967; *Department of Scientific and Industrial Research*, 1967; Brown *et al.*, 1969; Buckley, 1978; Thurston *et al.*, 1981a,b) précisent la durée d'exposition (en heures) qui a provoqué la mort de 50 % des organismes sous diverses conditions d'exposition. La relation qui été établie à partir des données recueillies dans ces études décrit le temps létal moyen (TL_{50}), c'est-à-dire celui causant la mort de 50 % des truites à une concentration donnée (x, en mg de NH_3/L), par la formule suivante :

$$TL_{50} = 4{,}7942 * x^{-1{,}7681} \text{ heures}$$

Inversement, pour une période d'exposition donnée (x, en heures), la CL_{50} (concentration en ammoniac non ionisé causant la mort de 50 % des organismes) peut être déterminée à partir de la formule suivante :

$$CL_{50} = 1{,}7928 * x^{-0{,}3573} \text{ mg de } NH_3/L$$

Ces relations ne valent que pour des périodes d'exposition variant de 30 minutes à 24 heures, car elles s'appuient sur une fourchette étroite de concentrations élevées dans l'eau et sur un nombre limité d'études.

Quelques-unes des études précitées précisent également la courbe des relations de réponse, ce qui a permis d'estimer la CL_{10} (Craig, 1999). Les études menées par Ball (1967), Brown *et al.* (1969) et Buckley (1978) montrent que, selon l'équation qui précède, la CL_{10} correspond à environ 10 % de la CL_{50} lors d'une exposition variant de 3 à 48 heures. Cependant, à mesure que la durée d'exposition augmente, de même augmente le pourcentage, lequel peut atteindre près de 70 % (Broderius et Smith,1979 et Lloyd,1961).

Les valeurs moyennes de la CL_{50} pour les espèces de poissons qui peuplent les eaux canadiennes ont été calculées à partir des données extraites du tableau 1 du document sur les critères de la qualité de l'eau de la U.S. EPA (1985). La plupart des essais de toxicité aiguë ont été réalisés en laboratoire, en maintenant les concentrations constantes. Après une période de 48 à 96 heures, aucun changement dans la mortalité n'a été observé. Les concentrations moyennes en ammoniac non ionisé causant des effets aigus chez une espèce correspondent à la moyenne géométrique des CL_{50} pour cette espèce qui est indiquée dans le document de la U.S. EPA (1985). Les valeurs obtenues sont présentées au tableau 4 qui suit, avec le nombre d'études ayant servi à calculer la CL_{50} moyenne pour l'espèce, ainsi que les valeurs des CL_{50} minimale et maximale déclarées pour l'espèce en question dans les études. Les espèces figurant au tableau 1 du document de la U.S. EPA (1985), qui ne sont pas indigènes au Canada, ont été exclues du tableau 4.

Les valeurs moyennes de la CL_{50} selon l'espèce varient de 0,28 mg de NH_3/L pour le baret (*Morone americana*) à 1,86 mg de NH_3/L pour le crapet vert (*Lepomis cyanellus*). Certaines espèces sensibles, comme le baret, sont localisées et se retrouvent habituellement dans les eaux saumâtres de la côte atlantique, bien que leur présence ait aussi été observée dans le lac Ontario et la baie de Quinte (Scott et Crossman, 1973). De même, le ménomini de montagnes (*Prosopium williamsoni*) se limite à l'ouest de l'Alberta et à la Colombie-Britannique (Scott et Crossman, 1973). Les salmonidés, par contre, sont répandus et ils forment le deuxième groupe d'espèces le plus sensible.

Tableau 4 : CL_{50} moyennes pour l'ammoniac non ionisé chez des espèces canadiennes de poissons

Nom vernaculaire	Nom de l'espèce	CL_{50}[1] (mg NH_3/L)	N^bre d'études	CL_{50} minimale (mg NH_3/L)	CL_{50} maximale (mg NH_3/L)
Baret	*Morone americana*	0,279	2	0,150	0,520
Ménomini de montagnes	*Prosopium williamsoni*	0,289	3	0,143	0,473
Saumon du Pacifique	*Oncorhynchus tshawytscha*	0,442	3	0,399	0,476
Truite arc-en-ciel	*Oncorhynchus mykiss*	0,481	112	0,158	1,090
Crapet-soleil	*Lepomis gibbosus*	0,489	4	0,140	0,860
Saumon coho	*Oncorhynchus kisutch*	0,520	8	0,272	0,880
Truite fardée	*Oncorhynchus clarki*	0,642	4	0,520	0,800
Truite de mer	*Salmo trutta*	0,657	3	0,597	0,701
Meunier des montagnes	*Catostomus platyrhynchus*	0,685	3	0,668	0,819
Doré jaune	*Stizostedion vitreum*	0,706	4	0,510	1,100
Chatte de l'est	*Notemigonus crysoleucas*	0,720	1		
Truite dorée	*Oncorhynchus aguabonita*	0,755	1		
Omble de fontaine	*Salvelinus fontinalis*	1,005	2	0,962	1,050
Achigan à petite bouche	*Micropterus dolomieu*	1,105	4	0,690	1,780
Achigan à grosse bouche	*Micropterus salmoides*	1,304	2	1,000	1,700
Tête-de-boule	*Pimephales promelas*	1,344	45	0,240	3,440
Meunier noir	*Catostomus commersoni*	1,349	7	0,760	2,220
Chabot tacheté	*Cottus bairdi*	1,390	1		
Crapet arlequin	*Lepomis macrochirus*	1,406	15	0,260	2,970
Méné bleu	*Cyprinella spiloptera*	1,479	3	1,200	1,620
Barbue de rivière	*Ictalurus punctatus*	1,707	14	0,500	4,200
Roule-caillou	*Campostoma anonalum*	1,720	1		
Crapet vert	*Lepomis cyanellus*	1,860	6	0,590	2,110

[1] La CL_{50} correspond à la moyenne géométrique lorsque plus d'une étude est citée.

2.4.2.3 Invertébrés

Le document de la U.S. EPA (1985) sur les critères relatifs à la qualité de l'eau cite également des études de létalité aiguë chez les invertébrés, dont le nombre est indiqué au tableau 5. On remarque que les concentrations sont similaires à celles observées chez le poisson.

Chez les invertébrés, les valeurs moyennes de la CL_{50} se situent entre 1,2 mg de NH_3/L, pour les cladocères et la sphaerie longue (*Musculium transversum*), et 10,2 mg de NH_3/L pour les larves de phrygane. Les cladocères pélagiques semblent être les invertébrés les plus sensibles, alors que les organismes épibenthiques et benthiques semblent être plus tolérants. On constate par ailleurs que la sensibilité à l'ammoniac des invertébrés (en tant que groupe) correspond à peu près à la médiane des espèces de poissons les plus tolérantes.

Tableau 5 : CL_{50} moyennes pour l'ammoniac non ionisé chez les invertébrés

Nom vernaculaire	Nom de l'espèce	CL_{50} (mg NH_3/L)	N^bre d'études	CL_{50} minimale (mg NH_3/L)	CL_{50} maximale (mg NH_3/L)
Cladocère	*Daphnia pulicaria*	1,160	1		
Cladocère	*Simocephalus vetulus*	1,185	2	0,613	2,29
Sphaerie longue	*Musculium transversum*	1,191	3	0,93	1,29
Plathelminthe	*Dendrocoelum lacteum*	1,400	1		
Daphnie	*Daphnia magna*	1,613	12	0,53	4,94
Éphémères	*Callibaetis* sp.	1,800	1		
Physe commune	*Physa gyrina*	1,961	5	1,59	2,49
Perle	*Arcynopteryx parallela*	2,030	2	2,00	2,06
Amphipode	*Crangonyx pseudogracilis*	2,316	5	1,63	5,63
Tubifex	*Tubifex tubifex*	2,700	1		
Hélisome commun des Prairies	*Helisoma trivolvis*	2,760	1		
Écrevisse	*Orconectes nais*	3,150	1		
Éphémère	*Callibaetis skokianus*	4,829	3	3,86	5,88
Isopode	*Asellus racovitzai*	4,950	1		
Coléoptère	*Stenelmis sexilneata*	8,000	1		
Phrygane	*Philarctus quaeris*	10,200	1		

2.4.3 Effets sublétaux chez les organismes dulçaquicoles

Les effets sublétaux sont ceux qui se manifestent à des concentrations et pendant des périodes prolongées d'exposition qui ne causent pas une létalité aiguë pour l'organisme, mais qui peuvent néanmoins avoir une incidence sur la population et les caractéristiques de la communauté biologique. Les réactions les plus manifestes sont intégratives et se traduisent par une réduction de la croissance (taille ou poids) ou sont liées à la capacité de reproduction (production d'œufs, éclosion, survie des larves). D'autres effets — comme les réactions comportementales, les lésions tissulaires (p. ex., changements pathologiques dans le tissu des branchies, du foie et des reins du poisson) ou les changements biochimiques ou physiologiques — peuvent avoir une incidence sur l'individu mais, dans la plupart des cas, ces effets sont réversibles et ne modifieront pas nécessairement le caractère de la communauté. Les concentrations auxquelles se produisent ces réponses sublétales sont indiquées au tableau 6.

Tableau 6 : Résumé des concentrations moyennes produisant des effets sublétaux chez les espèces dulçaquicoles

Nom vernaculaire	Nom de l'espèce	CE_{20}[1] (mg NH_3/L)	N^{bre} d'études	CE_{20} min. (mg NH_3/L)	CE_{20} max. (mg NH_3/L)	Référence
Amphipode	*Hyallela azteca*	0,051	1			Borgmann, 1994
Saumon sockeye	*Oncorhynchus nerka*	0,057	1			Rankin, 1979
Truite arc-en-ciel	*Oncorhynchus mykiss*	0,090	4	18	181	Burkhalter et Kaya, 1977; Broderius et Smith, 1979; Calamari *et al.*, 1981; Solbé et Shurben, 1989
Tête-de-boule	*Pimephales promelas*	0,173	3	105	247	Swigert et Spacie, 1983; Mayes *et al.*, 1986; Thurston *et al.*, 1986
Doré jaune	*Stizostedion vitreum*	0,189	2	179	199	Hermanutz *et al.*, 1987
Crapet arlequin et crapet-soleil	*Lepomis macrochirus* et *L. gibbosus*	0,239	3	60	553	Reinbold et Pescitelli, 1982; McCormick *et al.*, 1984; Smith *et al.*, 1984
Grenouille léopard	*Rana pipiens*	0,270	1			Diamond *et al.*, 1993
Barbue de rivière	*Ictalurus punctatus*	0,290	6	162	487	Colt et Tchobanoglous, 1978; Reinbold et Pescitelli, 1982; Swigert et Spacie, 1983; Hermanutz *et al.* , 1987; Bader et Grizzle, 1992

Achigan à petite bouche	*Micropterus dolomieu*	0,321	2	301	343	Broderius *et al.*, 1985
Crapet vert	*Lepomis cyanellus*	0,553	1			Reinbold et Pescitelli, 1982
Amphipode	*Crangonyx*	0,370	1			Diamond *et al.*, 1993
	Ceriodaphnia dubia	0,520	1			Nimmo *et al.*, 1989
	Daphnia magna	0,759	2	607	950	Reinbold et Pescitelli, 1982; Gersich *et al.*, 1985

[1] La CE_{20} correspond à la moyenne géométrique lorsque plus d'une étude est citée.

2.4.4 Effets aigus et sublétaux chez les organismes d'eau salée

Les données disponibles sur la toxicité aiguë et chronique de l'ammoniac pour les organismes d'eau salée sont plus limitées que celles sur les organismes dulçaquicoles. La U.S. EPA (1989) a publié une étude de la toxicité de l'ammoniac en eau salée et la majeure partie de ces résultats sont résumés au tableau 7.

2.4.4.1 Toxicité aiguë

Cheung et Wong (1993) ont remarqué que des sédiments relativement non pollués et d'autres fortement pollués, dragués des eaux entourant Hong Kong, étaient tous deux fortement toxiques pour la palourde japonaise (*Tapes philippinarium)*. Dans le cas des sédiments relativement non pollués, un coefficient de corrélation de 0,99 ($p < 0,001$), entre la mortalité et les concentrations d'ammoniac, a été déterminé dans l'eau de mer, ce coefficient variant de 0,92 à 0,96 ($p < 0,001$) pour les sédiments fortement pollués. Dans les deux types de sédiments, la concentration en ammoniac total dans l'eau de mer, à la période TE_{50} (produisant un effet chez 50 % des organismes; 14 à 15 jours), a été de 10 à 11 mg/L.

Dans la documentation, les valeurs moyennes de la CL_{50} pour les invertébrés marins présents en Amérique du Nord varient de 0,77 à 19,1 mg de NH_3/L; dans le cas des poissons marins, ces valeurs fluctuent entre 0,49 et 2,9 mg de NH_3/L (voir le tableau 7). La plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*) affiche la valeur de toxicité aiguë la plus sensible (0,49 mg/L). Les valeurs moyennes de toxicité aiguë pour les autres genres testés se situaient à moins d'un ordre de grandeur de la valeur pour la plie rouge. Selon la U.S. EPA (1989), les trois espèces les plus tolérantes en Amérique du Nord sont des mollusques; ainsi, des valeurs mpyennes de toxicité aiguë de 3,08, 5,36 et 19,1 mg/L ont été obtenues respectivement pour une palourde d'eaux saumâtres (*Rangia cuneata*), la palourde américaine (*Mercenaria mercenaria*) et l'huître (*Crassostrea virginica*). À l'exception de ces mollusques, on ne remarque aucune tendance phylogénique particulière quant à la sensibilité aiguë à l'ammoniac; les poissons et les crustacés sont bien représentés, à la fois parmi les espèces plus sensibles et plus tolérantes testées.

Par ailleurs, les valeurs de toxicité aiguë font ressortir peu de tendances ou de profils cohérents en regard des variables biologiques ou environnementales, et ceci tient en partie à la

variabilité des essais. La variabilité des valeurs de la toxicité aiguë peut en effet refléter des différences dans l'état des organismes testés, des changements dans les conditions d'exposition (en particulier du pH) durant les essais ou la variance introduite durant le calcul des concentrations d'ammoniac non ionisé. Il semble toutefois que la salinité influe peu sur la toxicité aiguë, lorsque les stades de vie, le pH et la température sont similaires. La température exerce elle aussi peu d'effet sur la toxicité aiguë de l'ammoniac pour la plupart des animaux marins. Quelques différences dans la toxicité aiguë ont été observées selon le stade de vie ou la taille de l'organisme testé (U.S. EPA, 1989). Enfin, plusieurs ensembles de données sur l'effet du pH sur la toxicité de l'ammoniac non ionisé laissent croire que, contrairement aux données sur les espèces d'eau douce, il n'existe pas de relation uniforme entre le pH et la toxicité chez les différentes espèces d'eau salée.

La U.S. EPA (1989) en est arrivée à la conclusion que l'information est insuffisante pour déduire que l'un ou l'autre de ces facteurs exerce, seul, une influence uniforme majeure sur la toxicité aiguë du NH_3 pour les organismes marins.

Tableau 7 : Valeurs moyennes (par ordre croissant) de la toxicité aiguë pour l'ammoniac non ionisé

Espèce	CL_{50} ou CE_{50} moyenne (mg NH_3/L)	Température (°C)	Salinité (‰)	pH
Plie rouge, *Pseudopleuronectes americanus*	0,49	7,5	31	8,0 (7,9-8,1)[1]
Tambour ocellé, *Sciaenops ocellatus*	0,55	25 (25-26)[1]	29 (28-30)[1]	8,1 (8,0-8,2)[1]
Crevette, *Latreutes fucorum*	0,77	23,4	28	8,07
Crevette géante d'eau douce, *Macrobachium rosenbergii*	0,78	28	12	7,6 (6,8-8,3)[1]
Lime à grande tête, *Monocanthus hispidus*	0,83	23,4	28	8,07
Copépodes :				
Eucalanus elongatus	0,87	20,3	34	8,0
Eucalanus pileatus	0,79	20,5	34	8,2
Morone spp.:				
Bar d'Amérique, *M. saxatilis*	0,48	19,3 (15-23)[1]	12,9 (5-34)[1]	(7,2-8,2)[1]
Baret, , *M. americana*	2,13	16	14	8,0
Mysidacé, *Mysidopsis bahia*	1,02	23,2 (19,3-26,5)[1]	21,4 (10-31)[1]	(6,8-9,2)[1]
Tambour croca, *Leiostomus xanthurus*	1,04	20,4	9,3	79,2
Athérinidés :				
Menidia beryllina	1,32	25,3 (18-32,5)[1]	26,1 (11-31,5)[1]	(6,9-9,1)[1]
Capucette, *Menidia menidia*	1,05	20,3 (10,8-24,8)[1]	11,6 (8,5-29,8)[1]	8,0 (7,0-9,0)[1]
Mulet cabot, *Mugil cephalus*	1,54	21,8 (21,0-23,3)[1]	10	8,1 (8,0-8,1)[1]
Bouquet Mississippi, *Palaemonetes pugio*	1,65	19,9 (19,3-20,4)[1]	19,2 (10-28,4)[1]	8,0 (7,9-8,1)[1]
Dorade royale, *Sparus auratae*	1,88	22,5 (17,9-27)	37,5 (34,5-40,5)	8,1
Taux d'oxygène dissous :	1,93	27		8,1
Saturation à 93 %	1,28		40,5	
Saturation à 61 %	0,97			
Saturation à 33 %	0,41			
Saturation à 26 %				
Homard, *Homarus americanus*	2,21	21,9	33,4	8,1

Espèce	CL_{50} ou CE_{50} moyenne (mg NH_3/L)	Température (°C)	Salinité (‰)	pH
Méné tête-de-mouton, *Cyprinodon variegatus*	2,74	21,0 (10,3-32,5)[1]	19,4 (9,8-32,5)[1]	(7,6-8,1)[1]
Épinoche à trois épines, *Gasterosteus aculeatus*	2,93	19 (15-23)[1]	26,3 (11-34)[1]	(7,6-8,2)[1]
Turbot, *Scophthalmus maximus*	2,96	17,9 (17-18,8)	34,3 (34,0-34,5)	8,15
Palourde d'eaux saumâtres, *Rangia cuneata*	3,08	20,2	9,2	7,95
Périophthalmes *Periophthalmodon schlosseri* *Boleophthalmus boddaertid*	 9,13 1,02	 25 25	 15 15	 S/O S/O
Palourde américaine, *Mercenaria mercenaria*	5,36	20	27	(7,7-8,2)[1]
Tilapia du lac Magadi, *Oreochromis alcalicus grahamic*	11,47[2]	34	S/O	9,9
Huître, *Crassostrea virginica*	19,10	20	27	(7,7-8,0)[1]

[1] Les valeurs moyennes (intervalles) pour la température, la salinité ou le pH ont été calculées, lorsque les valeurs étaient indiquées séparément dans le texte original. Cependant, aucune moyenne n'a été calculée lorsque seule une fourchette de valeurs était indiquée dans le texte d'origine.
[2] Moyenne des valeurs de la CL_{50} à 24 et 48 heures.

2.4.4.2 Toxicité sublétale

La U.S. EPA (1989) cite également des essais non publiés sur la toxicité chronique, qui n'ont porté que sur deux espèces marines dont aucune n'est indigène au Canada. Un de ces essais de toxicité sur le cycle de vie a été réalisé sur un mysidacé, *Mysidopsis bahia*, et l'autre a porté sur les premiers stades de vie de *Menidia beryllina*, un poisson de la famille des Athérinidés.

L'essai pratiqué sur *M. bahia* a duré 32 jours et les résultats sont indiqués dans Cardin (1986). À une concentration de 0,33 mg de NH_3/L, le taux de survie correspondait à 35 % de celui des témoins et la taille des organismes testés a été sensiblement réduite.

Les effets de l'ammoniac sur la survie et la croissance de *M. beryllina* ont été évalués dans le cadre d'un essai de 28 jours sur les premiers stades de vie (Poucher, 1986). La survie des alevins a été réduite à 40 %, à une concentration de 0,38 mg/L. On a aussi constaté que le poids moyen des poissons ayant survécu à des concentrations supérieures à 0,074 mg/L était nettement inférieur à celui des témoins.

2.4.5 Effets sur les écosystèmes

La présente section a trait aux effets de l'ammoniac sur des écosystèmes entiers, ces effets n'étant pas dus ici à la toxicité directe de l'ammoniac. Les deux principaux phénomènes observés sont l'acidification des eaux douces et l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques et terrestres.

L'eutrophisation est un phénomène bien documenté de l'incidence de l'activité humaine sur les écosystèmes aquatiques. « Eutrophisation » est un terme qui englobe de multiples aspects et qui désigne un processus généralement associé à un accroissement de la productivité, à une simplification structurale des composantes biotiques et à une diminution de la capacité du métabolisme des organismes de s'adapter aux changements qui leur sont imposés (réduction de la stabilité). Lorsqu'il y a ainsi eutrophisation, les apports excessifs semblent fréquemment excéder la capacité de l'écosystème d'être en équilibre. En réalité, toutefois, il n'y a déséquilibre qu'en regard des caractéristiques chimiques et biotiques que recherchent les humains pour des utilisations précises de l'eau douce (Wetzel, 1983).

L'acidification de l'eau par les dépôts de sulfate d'ammonium est une réaction puissante, qui l'est davantage que l'ajout d'acide sulfurique. Ceci est dû à la nitrification de la molécule d'ammonium qui libère alors des ions hydrogène, en plus de libérer des molécules de sulfate acide.

2.4.5.1 Eutrophisation des eaux douces

Le matériel présenté sur l'eutrophisation des milieux aquatiques et du littoral maritime est basé sur un examen de la documentation qui a été préparée pour Environnement Canada, sur les causes et les conditions de l'eutrophisation aquatique au Canada (Chambers *et al.*, 2000).

Les éléments nutritifs sont une composante essentielle des lacs, car ils procurent les matières premières essentielles à la croissance des algues, elles-mêmes sources d'alimentation des zooplanctons dont se nourrissent les poissons. Or la concentration en éléments nutritifs d'un lac dépend de l'interaction entre l'importance de la charge en éléments nutritifs, sa biodisponibilité et la période à laquelle cette charge se produit; elle dépend aussi du taux d'alimentation en eau en regard du volume du lac (temps de vidange) ainsi que de la profondeur du lac.

Dans les lacs et les rivières non exposés à des apports en éléments nutritifs, le cycle des éléments nutritifs est habituellement en équilibre. Cependant, lorsqu'il se produit un apport excessif d'éléments nutritifs, par exemple d'ammoniac et de phosphore dissous, ces processus deviennent perturbés et ceci donne lieu habituellement à une prolifération d'algues et de végétaux sur pied. Or comme la demande totale en oxygène des phytoplanctons est élevée, il en résulte une diminution de la concentration en oxygène et une production de toxines (selon l'espèce d'algues présente) qui peuvent supprimer les planctons herbivores. La mortalité massive et inévitable des algues qui survient à la fin de l'été a pour effet d'accroître considérablement les populations bactériennes, lesquelles peuvent également accroître les toxines dans l'eau et réduire sensiblement la teneur en oxygène dissous, au point de causer la mort des poissons. À long terme, le degré élevé d'eutrophie risque de modifier la communauté biologique au profit des organismes qui tolèrent mieux les eaux sombres à faible teneur en oxygène.

Dans la plupart des lacs canadiens, le phosphore est l'élément nutritif le plus en demande. La croissance des algues dans la majorité des lacs est donc limitée par la présence de phosphore, et la découverte de cette relation a mené à une réduction significative des rejets de phosphore par

les stations municipales de traitement des eaux usées — essentiellement par le contrôle de la teneur en phosphore des détersifs et par la précipitation chimique du phosphore en usines avant le rejet des effluents. Ces mesures ont permis d'améliorer sensiblement la qualité de l'eau.

L'ammoniac contribue à l'eutrophisation des milieux aquatiques en générant de l'azote qui favorise la production de nitrates lesquels sont directement utilisables par les algues et les végétaux aquatiques. Dans les lacs exposés à des apports constants d'ammoniac et de phosphore (les systèmes de traitement secondaire libèrent généralement les deux), la nitrification peut être maximale durant l'été; les lacs s'enrichissent à la fois de nitrates et de phosphore et il s'ensuit une croissance luxuriante des algues et des plantes bien enracinées. À l'automne, la mort massive des algues et des végétaux provoque un épuisement de l'oxygène et crée de ce fait un milieu difficile pour le poisson. Dans les systèmes aquatiques où il y a apport d'ammoniac mais non de phosphore, la nitrification sera là aussi à son maximum mais, en raison d'une carence en phosphore, la croissance des algues et des macrophytes sera limitée. En pareils cas, le processus d'eutrophisation n'a pas lieu, mais les concentrations d'ammoniac et de nitrates peuvent atteindre des niveaux toxiques et entraîner malgré tout une raréfaction marquée de l'oxygène sous l'effet de la nitrification. Dans d'autres lacs, le facteur limitant est l'azote; c'est le cas des lacs Qu'Appelle dans le sud de la Saskatchewan au Canada (voir la section 3.1.2.2.3).

2.4.5.2 Eutrophisation du milieu marin côtier

Au cours des 20 dernières années, on en est venu de plus en plus à reconnaître le fait que les causes et l'étendue de l'eutrophisation du littoral constituaient un problème d'envergure mondiale (Howarth, 1988; Vollenweider, 1992; NRC, 1993; PNUE, 1995; Paerl, 1997). Les régions côtières (incluant les fjords, les estuaires, les lagunes, les plateaux continentaux et les mers intérieures), qui pourtant ne représentent qu'entre 1 et 2 % de la superficie totale des océans, génèrent 20 % de la production primaire mondiale (Duarte, 1995). La majeure partie des éléments nutritifs de ces régions proviennent de sources d'eau douce (c.-à-d. ruissellement terrestre, rivières et eaux souterraines). Les concentrations naturelles en éléments nutritifs provenant de ces apports sont normalement bien supérieures à celles des eaux de mer même les plus eutrophes (Dederen, 1992).

En général, l'azote est l'élément nutritif qui limite la production primaire en haute mer, tandis que le phosphore est le facteur limitant dans les eaux douces (Howarth, 1988; Vollenweider, 1992). Dans la zone du littoral, les eaux douces riches en éléments nutritifs se diluent dans le milieu salin pauvre en nutriments et c'est dans ces eaux de transition hautement dynamiques qu'il peut se produire une limitation due au phosphore ou à l'azote, suivant une série d'interactions complexes.

Au cours des dernières décennies, on a observé une augmentation de l'apport d'azote et de phosphore dans les eaux côtières (Howarth *et al.*, 1996), cet accroissement étant corrélé à divers indices de l'activité humaine dans le bassin hydrographique (Cole *et al.*, 1993; Howell *et al.*, 1996; Vitousek *et al.*, 1997; Caraco, 1995). Lorsque des quantités d'azote sont mesurées, la majeure partie de l'apport dans les eaux côtières provient de sources diffuses et est principalement sous forme de nitrates (NRC, 1993).

Les données recueillies dans l'hémisphère nord indiquent qu'un enrichissement excessif des eaux côtières favorise la formation d'une niche occupée par un groupe diversifié de dinoflagellés et de diatomées qui, comme leurs homologues dans les lacs eutrophes (l'algue bleu-vert), libèrent des substances chimiques toxiques (Burkholder *et al.*, 1992). C'est ainsi que des algues marines ont été mises en cause dans au moins quatre maladies différentes qui se sont manifestées chez des personnes ayant consommé des mollusques; ces algues se sont aussi révélées être la cause de la mortalité massive de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins (Paerl, 1997). Ces proliférations d'algues nocives ont entraîné la fermeture d'entreprises de pêche de coquillages, ce qui a eu une incidence économique majeure sur les localités côtières concernées. La cause exacte de ces proliférations demeure imprécise; on sait toutefois que celles-ci ont tendance à survenir après des périodes de fortes précipitations, de ruissellement important et de rayonnement intense du soleil (Smayda, 1997).

L'eutrophisation ne touche pas pour l'instant les côtes est et ouest du Canada. Certaines données indiquent toutefois que les régions côtières autour de Vancouver et de Halifax subissent les effets des effluents d'eaux usées, mais il ne s'agit pas d'un problème d'eutrophisation. La situation demeurera vraisemblablement inchangée tant et aussi longtemps que les charges en éléments nutritifs d'origine humaine n'augmenteront pas sensiblement (Chambers *et al.*, 2000).

2.4.5.3 Eutrophisation terrestre

De tous les éléments minéraux, c'est d'azote dont les végétaux ont le plus besoin et, très souvent, leur croissance est limitée par l'insuffisance d'azote. Lorsque la quantité d'azote augmente, les plantes croissent plus rapidement et l'azote présent dans la biomasse végétale devenue plus abondante est retenu efficacement par l'écosystème. Les végétaux peuvent également accumuler de l'azote (sous forme de nitrates) dans leurs tissus, en des quantités qui excèdent leurs besoins nutritionnels particuliers. Sur le plan écologique, il peut s'agir d'une adaptation en réponse à un apport chroniquement faible d'azote. En fait, la croissance des végétaux réagit à l'accroissement de l'apport en azote jusqu'à ce que l'azote ne soit plus le facteur qui limite la croissance. Des écosystèmes pauvres en azote peuvent tolérer des doses excessives périodiques d'azote, et même en profiter; un déséquilibre métabolique peut toutefois se produire si cet excès d'azote dure trop longtemps.

L'ajout d'azote peut avoir une incidence sur bon nombre des caractéristiques du milieu terrestre, dont certaines restent encore mal comprises. Au nombre des effets indirects, la lixiviation accrue de nitrates du sol est un des plus manifestes. Le concept de la « saturation en azote » a été utilisé pour décrire le taux d'azote dans un écosystème qui maximise la rétention dans cet écosystème (Aber *et al.*, 1989), toute quantité supérieure à cette limite provoquant la lixiviation de nitrates en des quantités potentiellement néfastes en aval. Ce concept s'appuie sur l'observation voulant que les écosystèmes maintiennent un cycle très efficace de l'azote.

Les Européens ont défini les charges critiques en ammoniac dans le but d'éviter deux types généraux d'effets. Le premier est la lixiviation de l'azote, généralement sous forme de nitrates, à partir d'écosystèmes qui maintiennent normalement un cycle de l'azote très prudent. L'autre effet général que l'on cherche à éviter est un changement dans la dominance des espèces, en particulier dans les milieux pauvres en azote (Schulze *et al.*, 1989; Bobbink *et al.*, 1992; De

Vries, 1992). D'autres effets indirects sont moins perceptibles, que l'on pense par exemple à l'élimination des champignons mycorhiziens qui vivent en symbiose sur les racines des conifères (Pérez-Soba *et al.*, 1995). Les charges critiques en azote établies dans le cadre du programme prioritaire hollandais de lutte contre l'acidification varient de 9,8 à 42 kg/ha par année, les valeurs les plus faibles de cet intervalle correspondant aux seuils visant à éviter une modification de la composition des espèces dans les forêts de conifères (Lekkerkerk *et al.*, 1995).

2.4.5.4 Acidification

Les dépôts de sulfate d'ammonium, qui constituent la forme la plus répandue de particules contenant de l'ammoniac, génèrent des quantités appréciables d'acides, car huit ions hydrogène peuvent être libérés durant la nitrification. Les Hollandais, les Belges, les Norvégiens et les Allemands ont constaté que des quantités excessives de sulfate d'ammonium ont un effet néfaste sur les sols et les eaux à faible pouvoir tampon, situés à proximité de sources d'émission importantes (Schuurkes, 1986; Schuurkes *et al.*, 1986; Gjessing, 1994).

Dans le cadre d'études à long terme réalisées en laboratoire, sur des écosystèmes d'eau douce, Brouwer *et al.* (1997) ont montré que les dépôts de sulfate d'ammonium provenant des précipitations provoquaient une plus grande acidification de l'écosystème que les dépôts d'acide sulfurique. Ceci est dû à la nitrification de l'ammonium, qui a pour effet de libérer des ions hydrogène supplémentaires dans l'écosystème. Des taux accrus de métaux dissous ont été aussi observés, ainsi que des changements dans la formation végétale. Les végétaux normalement présents dans les eaux douces ont dépéri et ont été envahis par l'espèce *Sphagnum* et par *Juncus bulbosus.* Des différences ont aussi été observées au niveau du rétablissement des écosystèmes atteints, le système exposé à l'acide sulfurique se rétablissant rapidement, tandis que ceux exposés au sulfate d'ammonium n'étaient pas encore pleinement rétablis, même après dix ans d'un apport en eau propre. Les écosystèmes les plus sensibles à ces apports acides sont situés dans le Bouclier canadien, sur la majeure partie de l'est du Canada. Comme peu a été fait dans le cadre du programme canadien de surveillance en vue d'évaluer les taux d'ammonium sous forme de particules acides, on connaît mal dans quelle mesure l'ammoniac contribue au phénomène d'acidification, au Canada.

2.4.6 Effets non biotiques à médiation atmosphérique

L'ammoniac est le gaz alcalin le plus répandu dans l'atmosphère et la troisième forme d'azote la plus répandue dans la troposphère. À cause de sa grande réactivité, l'ammoniac se combine rapidement avec des espèces chimiques acides, par exemple avec l'acide chlorhydrique, l'acide nitrique ou l'acide sulfurique, pour former des aérosols contenant de l'ammoniac. Klemm et Gray (1982) ont déterminé que l'acidité des précipitations en Alberta dépendait autant de la présence d'espèces alcalines (ions calcium et ammonium) que de l'absence d'espèces acides (oxydes de soufre et d'azote). L'ammoniac non ionisé est un gaz atmosphérique relativement passif en soi qui se dépose rapidement près des sources d'émission ou qui est transformé sous forme particulaire. Or ces particules peuvent, en retour, être transportées sur de longues distances et contribuer ainsi à la charge en aérosols troposphériques et de ce fait avoir une incidence sur la visibilité, le smog et le climat.

La conversion du gaz ammoniac en aérosols, lesquels augmentent la charge en particules inhalables (P_{10} et $P_{2,5}$) dans la troposphère, est donc fortement liée aux problèmes de qualité de l'air. L'ammoniac présent dans l'atmosphère peut déterminer le type et la quantité de particules fines. Le sulfate se trouve principalement sous forme de sulfate d'ammonium, en phase solide ou aqueuse. Cependant, la concurrence qui se crée entre le sulfate et le nitrate pour l'ammoniac disponible donne lieu à la formation d'aérosols dont le comportement est fort complexe. Dans les régions à faibles concentrations en ammoniac atmosphérique, la plupart des particules seront acides, car la quantité d'ammoniac est insuffisante pour neutraliser le sulfate. Dans les régions à fortes concentrations en ammoniac, par contre, tout ammoniac qui ne réagit pas avec le sulfate pourra réagir avec les nitrates et former ainsi des aérosols contenant du nitrate d'ammonium. Comme il a été déterminé que les P_{10} et $P_{2,5}$ étaient « toxiques » pour les humains au sens de la LCPE, les effets des particules contenant de l'ammoniac ne sont pas examinés dans le présent rapport. Le tableau 8 présente une liste d'autres problèmes atmosphériques liés à la présence d'ammoniac dans l'atmosphère.

Tableau 8 : Liens entre l'ammoniac et d'autres problèmes atmosphériques

Problème atmosphérique	**Principaux gaz atmosphériques**	**Rôle de l'ammoniac**	**Sensibilité**
Appauvrissement de l'ozone stratosphérique	Chlorofluorocarbures, hydrochlorofluorocarbures	Espèce trop réactive pour jouer un rôle dans la chimie de la stratosphère	Minimale
Changement climatique	Dioxyde de carbone, oxyde nitreux, méthane, eau	Peut avoir une incidence sur les concentrations mondiales d'aérosols	Minimale
Formation d'ozone troposphérique (smog)	Oxydes d'azote, composés organiques volatils	Participe à la chimie de l'azote	Minimale
Dépôts acides	Sulfates, nitrates, ammoniac	Acidifiant du sol et de l'eau par l'intermédiaire du cycle de l'azote; participe à l'oxydation du soufre par l'ozone	Modérée
Polluants atmosphériques dangereux (toxiques)	Composés organiques et métaux lourds	Peut favoriser le cheminement des particules et ainsi la dispersion des polluants atmosphériques dangereux	Modérée
Particules ($P_{2,5}$ et P_{10})	Sulfates, nitrates, ammoniac, composés organiques volatils	Réagit avec les gaz acides pour former des sels hygroscopiques	Élevée

2.5 Toxicocinétique, mode d'action et métabolisme

2.5.1 Poisson d'eau douce

L'information présentée dans cette section est tirée d'une analyse inédite (Randall, inédit), utilisée avec la permission de l'auteur.

La plupart des membranes biologiques sont perméables au NH_3, mais non au NH_4^+. L'excrétion de l'ammoniac se fait par diffusion à travers la surface du corps de la plupart des animaux aquatiques, habituellement par les branchies, bien que, chez certaines espèces, il puisse aussi y avoir excrétion de NH_4^+ par l'intermédiaire de vecteurs. Le taux d'excrétion de NH_3 dépend de l'ampleur du gradient du NH_3 entre le sang et l'eau (Wilson *et al.*, 1994). Ainsi, l'excrétion d'ammoniac augmente lorsque l'eau est acide, car tout NH_3 excrété dans l'eau se transforme rapidement en NH_4^+ et est piégé sous cette forme, ce qui a pour effet de maintenir le gradient du NH_3 entre les branchies et l'eau et d'accroître l'excrétion d'ammoniac. Un grand nombre de poissons d'eau douce excrètent activement des protons qui forment une couche limite acide près de la surface des branchies (Lin et Randall, 1991), ce qui a pour effet d'accroître l'excrétion d'ammoniac (Wright *et al.*, 1989). Lorsque le pH de l'eau dépasse 9,0, l'excrétion d'ammoniac diminue, vu l'absence du processus de piégeage des ions ammonium (Wright *et al.*, 1989); il en résulte donc une élévation des taux plasmatiques d'ammoniac (Yesaki et Iwama, 1992). C'est ce qui explique que bon nombre d'animaux ont de la difficulté à excréter de l'ammoniac en conditions alcalines.

2.5.2 Poisson marin

La diffusion des ions ammonium à travers les branchies peut être significative chez les poissons téléostéens d'eau salée dont la perméabilité ionique est élevée (Evans, 1984).

La surface du corps des animaux marins est généralement plus perméable aux ions que celle des animaux d'eau douce (Evans, 1984). Le flux passif des ions ammonium est donc vraisemblablement plus élevé chez les animaux marins. Certaines données indiquent également qu'il y a excrétion active d'ions ammonium chez le périophthalme, *Periophthalmodon schlosseri* (Randall *et al.*, 2000). Rien n'indique que le pH de l'eau aurait un effet modulateur sur la toxicité chez les espèces marines; il est possible que la relation entre le pH de l'eau et la toxicité de l'ammoniac soit minime, à cause de la plus grande perméabilité aux ions ammonium. En d'autres mots, il n'existe aucune raison *a priori* de présumer que le pH modulera la toxicité de l'ammoniac en milieu marin. On possède toutefois peu de données sur les effets du pH de l'eau sur la toxicité de l'ammoniac en milieu marin.

2.5.3 Accumulation dans les organismes aquatiques

L'accumulation d'ammoniac dans l'organisme peut être due, soit à une incapacité d'excréter ou de transformer les déchets azotés, soit à un afflux net de NH_3 en provenance du milieu. Dans le milieu extérieur, c'est davantage la concentration en NH_3, qu'en NH_4^+, qui est source de préoccupation, car les membranes biologiques sont perméables au NH_3, mais elles le sont

beaucoup moins au NH_4^+. Par conséquent, le NH_3, mais non le NH_4^+, diffuse rapidement dans l'organisme et, si les taux de NH_3 sont élevés dans l'environnement, les taux d'ammoniac chez les animaux qui y sont exposés augmenteront également. Dans une eau acide, la presque totalité de l'ammoniac est sous forme de NH_4^+ et le taux d'entrée de l'ammoniac dans le poisson est faible. Cependant, à mesure que le pH augmente pour atteindre des conditions plus alcalines et que le pH de l'eau se rapproche de la valeur du pK (entre 9,2 et 9,5) de la réaction entre l'ammoniac et l'ion ammonium, la toxicité augmente de façon significative pour bon nombre d'espèces, car il y a perturbation de l'équilibre en faveur de la forme NH_3 qui diffuse plus facilement. L'eau dont le pH est supérieur à 9,5 peut donc être toxique, même si elle renferme peu d'ammoniacou n'en renferme pas du tout, car les taux d'ammoniac augmentent et atteignent des niveaux toxiques chez le poisson dont les fonctions d'excrétion sont perturbées.

2.5.4 Facteurs influant sur la toxicité de l'ammoniac en milieu aquatique

Plusieurs facteurs influent sur la toxicité aiguë de l'ammoniac pour les organismes dulçaquicoles. Certains de ces facteurs modifient la concentration de NH_3 dans l'eau en perturbant l'équilibre de l'ammoniac aqueux; d'autres influent directement sur la toxicité du NH_3, soit en exacerbant, soit en réduisant les effets de cette substance. Parmi les facteurs reconnus pour influer sur la toxicité de l'ammoniac, mentionnons la température, le pH, la concentration en oxygène dissous, la concentration ionique, l'acclimatation préalable à l'ammoniac, le type d'exposition (variable ou intermittente), la concentration en dioxyde de carbone, la salinité et la présence d'autres substances toxiques. De tous ces facteurs, c'est le pH qui a été le mieux étudié, et il a été démontré que la toxicité aiguë du NH_3 augmente à mesure que le pH diminue (plus le milieu devient acide). Cependant, les données sur les effets de la température sur la toxicité aiguë sont limitées et variables; la U.S. EPA (1998) a récemment publié des lignes directrices révisées sur la qualité de l'eau pour l'ammoniac, un exercice dans le cadre duquel les données sur la température ont été passées en revue. La concentration en oxygène dissous influe sans doute davantage que la température, la toxicité augmentant à mesure que la concentration en oxygène dissous diminue (Thurston *et al.*, 1981a). Tous ces facteurs peuvent avoir une incidence dans n'importe quel cours d'eau. Le pH de la plupart des rivières fluctue selon la saison, et il en va de même de la température. Pour ce qui est de la concentration en oxygène dissous, elle suit les variations de la température, mais en sens opposé, c'est-à-dire qu'elle diminue à mesure que la température augmente, ce qui exacerbe l'effet de la température sur la toxicité. Dans les cours d'eau du Canada, la valeur du pH augmente habituellement durant l'été, avec la hausse de la température et la diminution de la concentration en oxygène dissous. Enfin, en aval des points de rejets municipaux, on observe souvent une courbe d'oxygène, car la nitrification de l'ammoniac et les autres procédés biologiques épuisent l'oxygène disponible, rendant ainsi la zone à l'intérieur du panache plus dangereuse pour les organismes.

2.5.4.1 pH

La toxicité des solutions aqueuses d'ammoniac et des composés d'ammonium pour le poisson a été attribuée à la présence du NH_3, et la corrélation entre le pH et la toxicité de l'ammoniac serait liée à l'équilibre de l'ammoniac aqueux. Thurston *et al.* (1981b) ont évalué la toxicité de l'ammoniac pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) et le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) dans le cadre d'essais biologiques à renouvellement continu d'une durée de 96 heures, à différents pH

(entre 6,5 et 9). Leurs résultats indiquent que la toxicité de l'ammoniac (NH_3) est plus élevée aux valeurs plus faibles du pH et qu'elle pourrait aussi augmenter à des valeurs plus élevées du pH. Ces auteurs en ont conclu, soit que le NH_4^+ exerce une certaine toxicité, soit que l'augmentation de la concentration en ions hydrogène accroît la toxicité du NH_3. L'exposition aiguë (96 heures) du crapet vert (*L. cyanellus*) et de l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), à quatre pH variant entre 6,5 et 8,7, a révélé que la toxicité du NH_3 chez ces deux espèces augmente sensiblement lorsque le pH diminue, les valeurs de la CL_{50} au plus bas pH testé (6,5-6,6) étant de 2,6 à 3,6 fois inférieures aux valeurs obtenues au plus haut pH testé (8,7) (McCormick *et al.*, 1984; Broderius *et al.*, 1985). Après examen des données existantes sur la toxicité, la U.S. EPA (1998) en est arrivée à la conclusion que tous les ensembles de données indiquent une forte corrélation entre une diminution de la CL_{50} pour l'ammoniac total et la hausse du pH, ce qui vient confirmer le concept voulant que l'ammoniac soit plus toxique à un pH basique.

2.5.4.2 Température

L'information sur la corrélation entre la température et la toxicité de l'ammoniac varie, mais il semble exister une relation inverse entre les deux, la toxicité de l'ammoniac augmentant à une température plus froide — un phénomène contraire à ce à quoi on pourrait s'attendre en se basant uniquement sur l'équilibre de l'ammoniac en solution aqueuse. Après avoir passé en revue les données en préparation de son plus récent document sur les critères de la qualité de l'eau pour l'ammoniac, la U.S. EPA (1998) en est arrivée à la conclusion que la température influe peu sur la toxicité et a décidé que ce paramètre ne serait pas utilisé pour calculer les critères relatifs à la qualité de l'eau. Thurston et Russo (1983) font état d'une relation inverse entre la température et la toxicité chez la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), à une température variant entre 12 et 19 °C. Thurston *et al.* (1983) ont observé une diminution comparable de la toxicité avec l'accroissement de la température chez le tête-de-boule (*P. promelas*), à une température variant entre 12 et 22 °C. Une relation similaire a aussi été observée par Reinbold et Pescitelli (1982) chez la truite arc-en-ciel, le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et le tête-de-boule, tandis que Colt et Tchobanoglous (1978) parlent d'une relation analogue chez la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*).

À une température de 19 °C et un pH de 8,5, moins de 0,4 mg d'ammoniac total/L suffit à produire des conditions potentiellement toxiques, alors qu'à une température de 19 °C et à un pH de 7, il en faut plus de 11 mg/L. De même, à une température de 4 °C et à un pH de 8,5, à peine plus de 1 mg d'ammoniac total/L suffit à produire cette condition, comparativement à plus de 35 mg/L à 4 °C et à un pH de 7.

2.5.4.3 Concentration en oxygène dissous

On sait depuis longtemps que la concentration en oxygène dissous dans l'eau influe sur la toxicité de l'ammoniac pour le poisson (Merkens et Downing, 1957; Vamos et Tasnadi, 1967; Alabaster *et al.*, 1979). Thurston *et al.* (1981a) ont fait une étude détaillée de ce phénomène et ont démontré les effets potentiels d'une réduction des taux d'oxygène dissous sur la toxicité aiguë de l'ammoniac. La CL_{50} de l'ammoniac non ionisé après 96 heures chez la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) a été évaluée en regard de diverses concentrations d'oxygène dissous allant de 2,6 à

8,6 mg/L (la première concentration étant la plus faible à laquelle 90 % ou plus des poissons témoins ont survécu). Une corrélation linéaire positive a été observée entre la CL_{50} et la concentration en oxygène dissous, pour tous les taux d'oxygène dissous testés, la toxicité de l'ammoniac augmentant à mesure que la concentration en oxygène dissous diminue. Les valeurs de la CL_{50} pour l'ammoniac non ionisé ont aussi été calculées après 12, 24, 48 et 72 heures, la corrélation avec le taux d'oxygène dissous (O.D.) augmentant ici à mesure que la période de temps diminue. Les valeurs de la CL_{50} après 96 heures ont varié de 0,7 mg/L (à 8,6 mg d'O.D./L) à 0,3 mg/L (à 2,6 mg d'O.D./L). Le coefficient de corrélation a été estimé à 0,93, la droite de régression étant représentée par $CL_{50} = 0,1903 - 0,06712$ (O.D.) (Thurston *et al.*, 1981a).

L'analyse du taux en oxygène dissous en regard de la valeur de la CL_{50} durant toute la période d'essai de 96 heures a révélé une tendance manifeste, à savoir que plus la période est courte, plus la relation positive entre la toxicité aiguë et la concentration en oxygène dissous est prononcée. Ceci laisse croire, soit que les poissons sensibles à l'ammoniac meurent rapidement, soit que les poissons qui survivent deviennent de mieux en mieux adaptés à l'ammoniac et aux conditions d'oxygène. Ces essais montrent également que toute diminution de la concentration en oxygène dissous réduit la tolérance des fretins de la truite arc-en-ciel à des concentrations d'ammoniac hautement toxiques, la tolérance estimée à 5,0 mg d'O.D./L étant de 30 % inférieure à la tolérance observée à 8,5 mg d'O.D./L.

3.0 ÉVALUATION DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999

3.1 LCPE 1999, 64*a*): Environnement

L'évaluation du risque que pose une substance figurant sur la liste des substances d'intérêt prioritaire pour l'environnement se fonde sur les méthodes exposées dans Environnement Canada (1997a). L'analyse des voies d'exposition, puis la détermination des récepteurs sensibles servent à sélectionner les paramètres de mesure pour l'évaluation environnementale (p. ex., effets négatifs sur la reproduction d'espèces sensibles de poissons dans une communauté). Pour chaque paramètre, on choisit une valeur estimée de l'exposition (VEE) prudente et on détermine une valeur estimée sans effet observé (VESEO), en divisant la valeur critique de la toxicité (VCT) par un coefficient. On calcule pour chacun des paramètres de l'évaluation un quotient prudent (ou très prudent) [VEE/VESEO], afin de déterminer s'il existe ou non un éventuel risque écologique au Canada. Si ces quotients sont inférieurs à un, on peut en conclure que la substance ne pose pas de risque important pour l'environnement, et l'évaluation du risque se termine là. Si, cependant, le quotient est supérieur à un, il faut procéder, pour ce paramètre, à une analyse dans laquelle on pose des hypothèses plus réalistes et on examine la probabilité et l'ampleur des effets. Dans le deuxième cas, on tient davantage compte des causes de variabilité et d'incertitude dans l'analyse du risque.

3.1.1 Paramètres de l'évaluation

Au Canada, la majeure partie des rejets d'ammoniac se font dans l'air, et le reste est libéré dans l'eau. Cependant, à cause de la dilution rapide et importante de l'ammoniac, et de son taux de dépôt élevé, on considère que les effets de l'ammoniac dans l'air sont moindres que ceux qu'exerce cette substance dans les autres milieux. En milieu aquatique, les effets sont dus principalement aux sources ponctuelles, à cause des concentrations d'ammoniac dans les effluents des stations municipales de traitement des eaux usées et de la toxicité de l'ammoniac pour les organismes aquatiques.

Les paramètres de mesure incluent une réduction de la croissance et de la capacité de reproduction dans une communauté mixte d'organismes aquatiques lors d'expositions chroniques. La communauté à l'étude comprend huit espèces de poissons, un amphibien et quatre espèces d'invertébrés; il s'agit des espèces énumérées au tableau 6, à l'exception du crapet-soleil. Ces espèces ont été choisies, car elles sont largement répandues au Canada et que l'on possède sur chacune au moins une bonne étude de la toxicité. Les organismes les plus sensibles dans cette communauté sont l'amphipode, *Hyallela azteca*, le saumon sockeye (*Oncorhynchus nerka*) et la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*). Les amphipodes sont une importante composante de l'écosystème aquatique, car ces organismes broutent le fond de l'eau et qu'ils constituent une source d'alimentation importante pour le poisson. De leur côté, le saumon sockeye et la truite arc-en-ciel sont des carnivores de dernier ordre, très appréciés des humains que ce soit pour la pêche ou pour l'alimentation. D'autres paramètres de mesure incluent la concentration létale 10 % chez les organismes aquatiques les plus sensibles de la communauté (là encore la truite arc-en-ciel), après

une exposition de plusieurs jours, et la concentration létale 10 % chez la truite arc-en-ciel après 12 heures.

Les végétaux terrestres sont les principaux organismes exposés au transport atmosphérique de l'ammoniac. Les paramètres de mesure pour les végétaux sont la destruction du feuillage, et plus particulièrement la nécrose, le brunissement et la défeuillaison précoce. Un examen des données sur la toxicité de l'ammoniac pour les végétaux terrestres indique que la toxicité aiguë n'est généralement pas un problème pour les végétaux terrestres, car les taux d'ammoniac requis pour provoquer une telle réaction sont beaucoup plus élevés que ceux qui ont causé des effets nuisibles sur les écosystèmes terrestres, dans les études européennes. La plupart des végétaux ont besoin d'un apport en azote pour croître et ils réagissent à des taux de dépôt très élevés d'azote en augmentant leur taux de croissance. Une tolérance réduite à la sécheresse a été observée dans des cas d'exposition chronique à du gaz ammoniac et particulaire, et ce paramètre de mesure s'est avéré assez sensible.

Plusieurs écosystèmes sensibles ont été identifiés au Canada, notamment les tourbières à sphaignes et les forêts de conifères. Les tourbières à sphaignes sont adaptées à un faible apport en azote et elles ne réagissent pas rapidement à un apport d'azote sous forme d'ammoniac. Elles peuvent alors être menacées par d'autres végétaux adaptés à l'azote, en particulier les graminées. Exposées à des taux élevés d'ammoniac pendant de longues périodes, les forêts de conifères peuvent présenter une résistance moindre au gel et être sujettes à l'eutrophisation.

Un autre concept utilisé pour évaluer la toxicité de l'ammoniac pour les organismes terrestres est celui qui a été développé en Europe, en réponse aux apports importants d'éléments nutritifs dans bon nombre d'écosystèmes. Il s'agit du concept de la « charge critique », c'est-à-dire de la charge d'une substance chimique qui ne produira pas d'effets délétères sur un écosystème (Boxman *et al.*, 1988; Bobbink *et al.*, 1992). Les apports sont calculés en fonction des charges annuelles de la substance chimique en question. Le paramètre de mesure est un écosystème précis, en l'occurrence ici une tourbière à sphaignes ou une forêt de conifères. Les paramètres d'évaluation sont les effets (changement en faveur d'espèces adaptées à l'azote, comme les graminées) sur des écosystèmes terrestres similaires au Canada.

3.1.2 Caractérisation du risque environnemental

3.1.2.1 Évaluations très prudentes

Le tableau 9 présente les résultats d'évaluations très prudentes pour quatre voies d'exposition (exposition des poissons d'eau douce et d'eau salée, exposition des organismes benthiques marins à la suite du dragage et du déversement de sédiments et, enfin, exposition des forêts de conifères aux dépôts atmosphériques d'ammoniac).

Les VEE suivantes ont été utilisées : dans l'eau douce et salée, une valeur maximale de 0,68 mg de NH_3 non ionisé/L a été décelée à un endroit (eaux d'égout provenant de l'île d'Annacis à Vancouver) (Servizi *et al.*, 1978) et, dans l'air, une valeur de 0,56 mg de NH_3/m^3 a été mesurée sous le vent d'une exploitation laitière, en Californie (Luebs *et al.*, 1973). Des coefficients de 10 ont été utilisés pour le poisson, vu l'existence de bases de données vastes et assez complètes; dans le cas des opérations de dragage, un coefficient de 100 a été utilisé, car la

base de données sur les effets et l'exposition était modérée. Enfin, un coefficient de 1 000 a été utilisé pour les forêts de conifères, car la base de données sur les effets était relativement pauvre.

Pour l'évaluation « très prudente » des effets des opérations de dragage en eau salée, une VESEO de 0,008 mg/L a été utilisée pour *Ampelisca abdita* (Kohn *et al.*, 1994). La valeur de la VEE (0,177 mg/L) est tirée de Sims et Moore (1995); cette valeur est basée sur les concentrations moyennes dans l'eau interstitielle, qui ont été mesurées lors des opérations de dragage en eau salée réalisées par le *U.S. Army Corps of Engineers*.

Tableau 9 : Résumé des évaluations « très prudentes »

Espèce	VEE	VCT (CE_{50}/CL_{50})	Coefficient	VESEO (mg NH_3/L)	Quotient	Référence VCT
Exposition en eau libre des poissons d'eau douce (truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*)	0,68 mg/L	0,158 mg/L	10	0,016	43	U.S. EPA, 1985
Exposition en eau libre des poissons marins (plie rouge, *Pseudopleuronectes americanus*)	0,68 mg/L	0,49 mg/L	10	0,049	14	U.S. EPA, 1989
Dragage en eau salée *Ampelisca abdita*	0,177 mg/L	0,8 mg/L	100	0,008	22,1	Kohn *et al.*, 1994
Exposition atmosphérique, conifères	0,56 mg/m^3	0,06 mg/m^3	1 000	0,000 06	9 333	Van der Eerden *et al.*, 1998

3.1.2.2 Évaluations prudentes

Une évaluation environnementale prudente consiste en une analyse plus approfondie de l'exposition ou des effets, qui a pour but de calculer un quotient qui, bien que toujours prudent, est néanmoins plus « réaliste » que le quotient très prudent (Environnement Canada, 1997a). La VEE est basée sur les concentrations ou les taux de dépôt types à proximité des sources. Le choix des VCT se fait de façon plus rigoureuse, en tenant compte de la toxicité chez les organismes qui seraient normalement exposés et en faisant correspondre la durée d'exposition durant l'essai à la durée d'exposition réelle sur le terrain. On peut utiliser des coefficients moindres, s'il existe un ensemble de données de base adéquat sur la toxicité aiguë (coefficient de 100) ou si l'on connaît les seuils de toxicité sublétale (coefficient de 10). Cependant, la VESEO calculée ne doit pas se situer dans l'intervalle des concentrations ou des taux de dépôt naturels types. Si le quotient est toujours supérieur à un, il est alors justifié de procéder à une évaluation probabiliste des risques, si les données sont suffisantes. Les hypothèses inhérentes aux données et le coefficient utilisé sont examinés et réduits au minimum, lorsque cela est possible, ce qui permet d'améliorer le

processus d'évaluation et d'obtenir une évaluation plus exacte ou plus « réaliste » que lors d'une évaluation très prudente.

3.1.2.2.1 Rejets dans l'air

Selon une revue de la documentation (Sheppard, 1999), une charge critique de 10 kg de N/ha par année peut généralement avoir un effet protecteur sur les sites pauvres en azote, comme les peuplements de végétaux indigènes sur des sols d'origine granitique. Cette valeur n'est toutefois pas beaucoup plus élevée que les taux de dépôt d'azote dans les régions éloignées. Shaw *et al.* (1989), par exemple, ont déclaré des taux de dépôt de 4,2 kg de N/ha par année dans une région boréale du centre de l'Alberta et Janzen *et al.* (1997) citent une valeur similaire. À l'opposé, Barthelmie et Pryor (1999) ont estimé que l'apport annuel dans les régions agricoles de la vallée du bas Fraser variait entre 44 et 105 kg de N/ha.

La valeur critique de la toxicité (VCT) aiguë pour les végétaux (nécrose des feuilles, sensibilité accrue au froid) après une exposition d'une heure à l'ammoniac dans l'air est de 25 000 $\mu g/m^3$ (Van der Eerden, 1982).

On possède peu de données sur les réactions des végétaux au gaz ammoniac. Il existe une faible possibilité d'effets localisés sur les cultures agricoles sensibles (en particulier les végétaux) situées à proximité de sources ponctuelles et diffuses d'ammoniac, mais on ne sait pas dans quelle mesure l'ammoniac en suspension dans l'air contribue à la contamination des plans d'eau locaux. En général, la fréquence et l'intensité des concentrations en ammoniac au sol, à proximité de sources agricoles et industrielles, sont faibles ou sporadiques. Vu l'absence de données canadiennes à proximité des sources ponctuelles, Environnement Canada a procédé à une étude de surveillance et de modélisation afin d'obtenir des données sur l'exposition (McDonald, 1999). Il a utilisé pour ce faire le modèle ISCST3 (modèle complexe à court terme sur les sources industrielles) en l'appliquant à l'usine de fabrication d'engrais Agrium Inc. située à Fort Saskatchewan (Alberta). Cette usine d'engrais est une des principales sources ponctuelles d'ammoniac atmosphérique au Canada. Un autre exercice de modélisation a été fait, cette fois-ci pour estimer les rejets et l'incidence potentielle de l'ammoniac, après l'épandage de fumier dans un champ d'un hectare, durant l'été.

Une région d'une superficie d'environ 7,5 km^2, située autour de Fort Saskatchewan, est exposée à une concentration horaire maximale durant l'hiver de 100 $\mu g/m^3$. La VCT aiguë est de 25 000 $\mu g/m^3$ pour les végétaux « terrestres en général ». Un coefficient de 100 a été utilisé ici, en raison du caractère limité de la base de données sur les effets; il s'agit néanmoins d'une amélioration par rapport au facteur de 1 000 utilisé pour l'évaluation très prudente, qui s'explique par l'amélioration des estimations sur l'exposition.

$$\text{Quotient} = \frac{100}{250}$$

$$= 0,4$$

Ce quotient étant inférieur à un, ceci indique qu'il y a peu de risque de dommage « instantané » pour les végétaux terrestres se trouvant à proximité d'une source ponctuelle d'ammoniac, même importante, et exposés à de fortes concentrations horaires d'ammoniac.

Afin de faciliter la comparaison directe entre les effets potentiels d'une source ponctuelle et d'une source diffuse sur la végétation avoisinante, l'exercice de modélisation a été refait dans des conditions identiques, cette fois-ci en remplaçant le complexe industriel par un champ d'une superficie d'un hectare fertilisé avec du fumier. Les données sur les émissions types provoquées par l'épandage en surface en Ontario sont tirées de l'information présentée à la section 2.3.2.1. Avant l'épandage, il a été déterminé que le flux d'ammoniac était inférieur à 0,015 kg de NH_3-N/ha par heure (période A); immédiatement après l'épandage, des flux atteignant jusqu'à 1,2 kg de NH_3-N/ha par heure ont été mesurés (période B). Ces valeurs ont toutefois rapidement diminué pour s'établir entre 0,1 et 0,3 kg de NH_3-N/ha par heure (période C) et elles sont demeurées à ce niveau pendant plusieurs jours; à noter toutefois que d'importantes fluctuations ont été observées durant le jour (Beauchamp *et al.*, 1982). Une période de deux semaines en juin 1990, pendant laquelle le temps est demeuré sec et chaud, a été choisie pour cette étude.

Le modèle ISCST3 permet de déterminer la concentration en ammoniac qui est libérée durant l'épandage de fumier dans un champ. La concentration maximale d'ammoniac après une heure, qui a été libérée sur une superficie appréciable (800 m^2 à partir d'une parcelle de 100 m^2 fertilisée) est de 100 $\mu g/m^3$. On pourrait également s'attendre à observer cette concentration à l'extérieur du périmètre d'un champ fertilisé. On utilise ici la VCT aiguë de 25 000 $\mu g/m^3$ et un coefficient de 100, en raison du caractère limité des données sur les effets. Là encore, toutefois, il s'agit d'une amélioration par rapport au coefficient de 1 000 utilisé pour l'évaluation très prudente, qui tient à l'amélioration des estimations sur l'exposition.

$$\text{Quotient} = \frac{100}{250}$$

$$= 0{,}4$$

Ce quotient indique que, dans le cas d'une source diffuse d'ammoniac (champ récemment fertilisé avec du fumier), le risque de dommages causés à des végétaux terrestres à proximité est faible, en présence de fortes concentrations horaires d'ammoniac.

Deux initiatives ont été mises en œuvre, dans le but de mieux comprendre le devenir de l'azote dans l'atmosphère, dans la vallée du bas Fraser. La première visait à mettre à jour et à améliorer l'inventaire des émissions d'ammoniac dans la région, à partir des données les plus récentes et de facteurs d'émission améliorés. La deuxième initiative avait pour but d'établir des cartes spatiales sur les concentrations et les dépôts de composés azotés, à partir des résultats obtenus avec le modèle.

Durant l'exercice de modélisation, le taux de dépôt maximal a été de 105 kg/ha par année de NH_3 déposé en surface de la région modélisée. On a ensuite utilisé le pire des scénarios, en appliquant ce taux de dépôt durant une année complète. Cependant, comme le taux de dépôt est fortement tributaire de la source, cette quantité peut varier sensiblement d'une saison à une autre

et être sujette à des pointes périodiques. Ceci peut en retour avoir une grande incidence sur les organismes terrestres, car les Hollandais ont observé une eutrophisation des forêts de conifères à des taux de dépôt similaires.

Comme les apports d'ammoniac dans la vallée du bas Fraser ont été estimés comme un taux de dépôt durant l'exercice de modélisation, le taux de charge critique sera utilisé pour estimer la toxicité potentielle. Au Canada, le taux de charge critique pour les écosystèmes terrestres sensibles est de10 kg de N/ha par année, d'après les effets à long terme sur les écosystèmes de conifères. Selon l'exercice de modélisation effectué pour la vallée du bas Fraser, la VEE est de 105 kg de N/ha par année, pour l'ammoniac. Aucun coefficient n'a été utilisé pour cette évaluation, car le taux de dépôt naturel est d'environ 4 à 5 kg/ha par année et que l'on estime la charge critique à seulement 10 kg/ha par année.

$$\text{Quotient} = \frac{105}{10}$$

$$= 10{,}5$$

Ce quotient indique qu'il existe un risque réel que les dépôts d'ammoniac aient des effets néfastes sur les forêts de conifères dans la vallée du bas Fraser. Malheureusement, on ne possède pas suffisamment d'information, que ce soit sur les dépôts d'ammoniac ou sur les effets de l'ammoniac sur les écosystèmes terrestres au Canada, pour procéder à une analyse probabiliste du risque.

3.1.2.2.2 Rejets dans l'eau

À cause du caractère limité des données sur l'exposition ou la toxicité, une évaluation probabiliste du risque n'a pu être faite que pour les rejets d'ammoniac provenant des stations municipales de traitement des eaux usées.

La CL_{10} a été choisie comme VCT aiguë à court terme, car il s'agit du taux de mortalité maximal admissible pour le traitement témoin et donc que cette valeur définit l'exactitude de l'essai de toxicité. Dans le cas de l'ammoniac non ionisé, la CL_{50} pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) après une exposition de 12 heures a été de 0,74 mg/L et la CL_{10} a été de 0,074 mg/L. À de telles concentrations dans l'eau, le taux d'ammoniac dans le sang du poisson augmente rapidement. Les rapports entre les concentrations et la létalité sont utiles pour estimer les effets potentiels dans ces conditions aiguës, lorsque les concentrations d'ammoniac sont très élevées. Le caractère prudent de la valeur de la CL_{10} se voit au fait que cette concentration se situe entre la mortalité et la non-létalité lors de périodes d'exposition plus longues (21 à 120 jours) et qu'elle se situe également dans la fourchette des effets sublétaux sur la croissance.

Les données sur la létalité aiguë pour les invertébrés et le poisson ont été évaluées pour l'ensemble d'une communauté d'organismes, en représentant graphiquement la réponse cumulative chez une espèce en regard de l'ensemble de la communauté, en fonction des concentrations d'ammoniac non ionisé (WERF, 1996). Il est possible, à partir de cette distribution de données, d'établir un critère de risque écologique pour la létalité. La figure 8

présente le modèle de risque (de toxicité aiguë) pour la communauté aquatique; il s'agit d'une régression logistique de la relation concentration-réponse. Ce modèle permet de déterminer les limites de prévision, pour n'importe quel point sur la courbe. Il faut se rappeler que chaque point sur ce graphique correspond à la réponse moyenne de l'espèce qu'il représente; dans certains cas, cette valeur correspond à un seul essai de toxicité alors que, dans le cas de la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), il s'agit d'une moyenne de 112 essais de toxicité. Le critère de risque écologique qui a été établi n'est pas spécifique d'un cours d'eau en particulier du Canada. Pour effectuer une évaluation propre à un emplacement, il faudrait procéder à un examen de la présence ou de l'absence de chaque espèce dans chaque plan d'eau à l'étude. Une telle étude déborde toutefois du cadre de la présente évaluation.

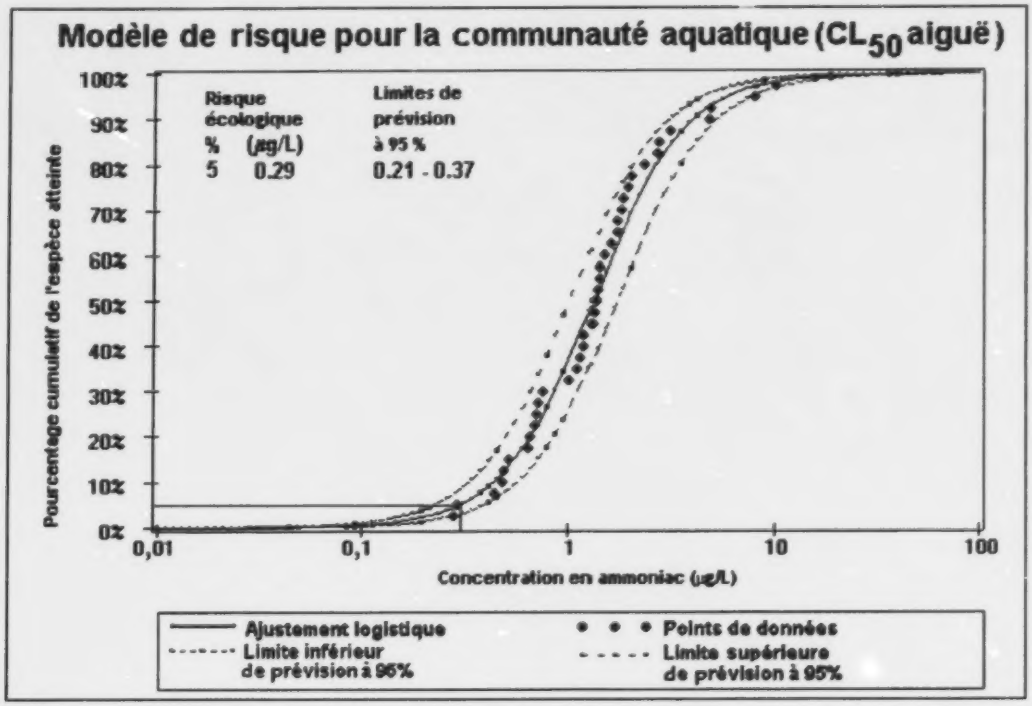


Figure 8 : Modèle de risque de toxicité aiguë pour la communauté aquatique (espèces d'eau douce) au Canada

La figure 8, qui a été établie à partir de toutes les valeurs de la CL_{50} présentées aux tableaux 4 et 5 (poissons et invertébrés), indique qu'une concentration de 0,29 mg de NH_3/L (les limites de prévision à 95 % se situent entre 0,21 et 0,37 mg/L) produirait un taux de mortalité de 50 % chez les organismes les plus sensibles, lesquels représentent 5 % de la communauté. Il convient de noter que presque toutes les valeurs de la CL_{50} citées dans la documentation sont supérieures à 0,29 mg/L.

Le fait que ces valeurs soient basées sur des conditions d'exposition constantes durant une période de 48 à 96 heures – des conditions qui existent rarement sur le terrain – témoigne bien du caractère prudent de ces estimations. L'étendue géographique du panache de concentration varie selon la capacité de dilution et les courants et, durant cette période de temps, les organismes peuvent tout naturellement entrer dans les zones d'exposition et en sortir. Peu d'organismes aquatiques sont repoussés par l'ammoniac ou par les effluents des stations municipales de traitement des eaux usées et bon nombre sont au contraire attirés vers de tels effluents, riches en matières organiques et sources de chaleur.

La documentation scientifique sur la toxicité sublétale de l'ammoniac pour les invertébrés, les amphibiens et le poisson a été examinée en détail et, dans bien des cas, elle a fait l'objet d'une nouvelle analyse afin de calculer la valeur de la CE_{20} (concentration causant un effet chez 20 % des organismes exposés) ou de la CI_{20} (concentration causant une inhibition à 20 % chez les organismes exposés, par rapport au groupe témoin) (Craig, 1999). Il n'est pas inhabituel, durant les essais de croissance, que la mortalité des alevins soit un effet aussi sensible, sinon plus sensible, que la croissance proprement dite. L'utilisation de la CE_{20} permet de comparer la sensibilité de différents organismes à partir du même paramètre et évite d'avoir à comparer un grand nombre de paramètres différents, souvent basés sur méthodes statistiques différentes. Comme il est difficile de maintenir une population d'organismes durant une longue période, le niveau d'effet à 20 % a été calculé à partir de la manifestation, durant les essais biologiques sur la toxicité sublétale, d'un effet admissible chez 20 % des organismes témoins. Comme dans le cas des données sur la létalité, le même critère de risque écologique pour la communauté a été défini à partir des données acceptables sur la toxicité sublétale, extraites de la documentation examinée (tableau 6).

La figure 9 présente le graphique illustrant le modèle de risque (toxicité chronique) pour la communauté aquatique, pour les espèces canadiennes indiquées au tableau 6. Les points sur le graphique correspondent aux moyennes géométriques (lorsque celles-ci ont pu être calculées) des valeurs de la CE_{20} pour l'espèce en question. La régression logistique de l'analyse de la réponse chez la communauté indique que, à des concentrations d'ammoniac non ionisé supérieures à 41 µg/L (0,041 mg/L), il y aurait réduction de 20 % de la croissance ou de la reproduction chez 5 % des espèces les plus sensibles dans une communauté exposée. Les limites de prévision pour cette valeur critique de la toxicité chronique vont de 19 à 63 µg/L, à cause de l'absence relative de données sur les effets dans la partie inférieure du graphique. Comme dans le cas du graphique sur la toxicité aiguë, la figure 9 indique les réponses moyennes pour chaque espèce, lorsqu'il a été possible de calculer une moyenne. Il convient ici aussi de noter que toutes les valeurs des effets chroniques citées dans la documentation (et représentées à la figure 9) sont supérieures à 0,041 mg/L.

Il a été déterminé que la VCT aiguë de l'ammoniac pour les poissons marins était de 0,49 mg/L pour la plie rouge (*P. americanus*). Il s'agit de la valeur moyenne de toxicité aiguë la plus sensible, qui a été déclarée pour des organismes marins (U.S. EPA, 1989).

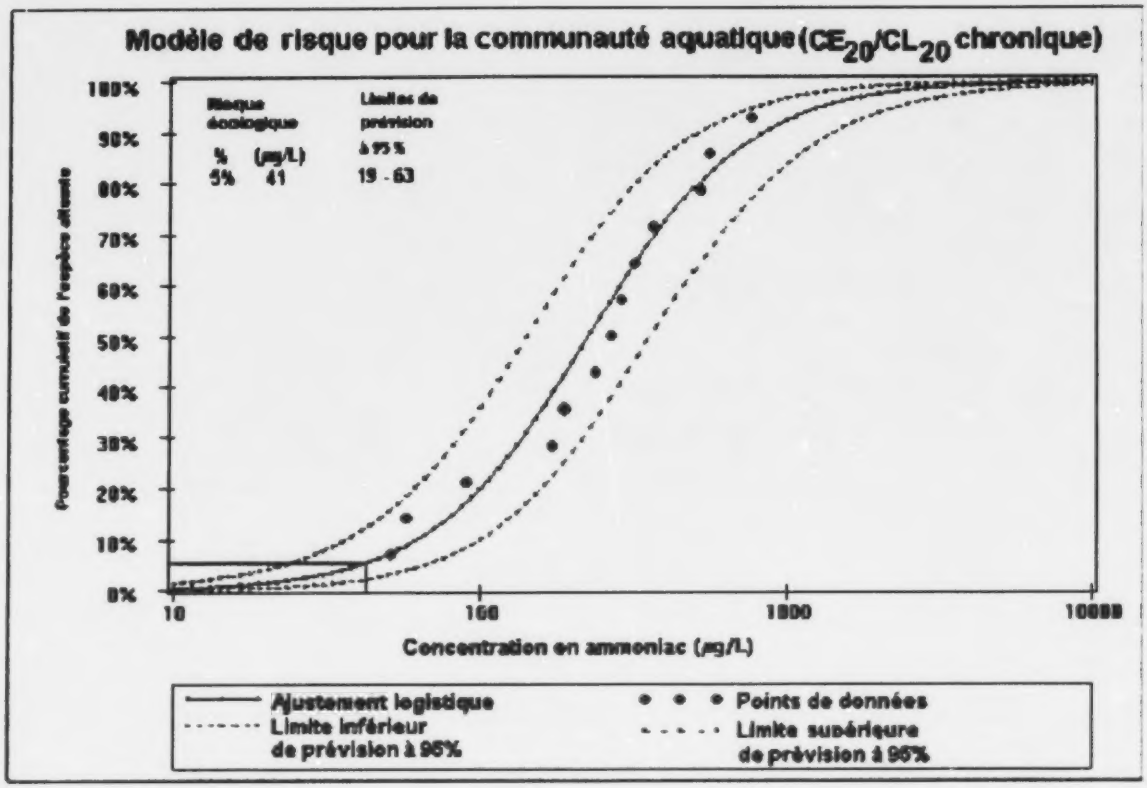


Figure 9 : Modèle de risque de toxicité chronique pour la communauté aquatique, pour les espèces canadiennes indiquées au tableau 6

Effluents d'eaux usées des municipalités

Pour l'évaluation prudente des effets de l'ammoniac présent dans les rejets déversés dans les lacs d'eau douce et les océans, il a été décidé d'utiliser les concentrations en ammoniac non ionisé mesurées (a) dans le port de Hamilton, sur le lac Ontario, et provenant des effluents municipaux de Hamilton et Burlington; (b) dans le lac Ontario, à Toronto et (c) au point de rejet en haute mer de l'île d'Iona, dans le district régional du Grand Vancouver. Ces trois endroits ont été choisis car ils illustrent des systèmes lacustres et océaniques potentiellement touchés (Barica, 1991; IRC Inc., 1997; Gartner Lee Ltd., 1998).

(a) Port de Hamilton

En 1994, la concentration maximale en ammoniac non ionisé dans le port de Hamilton a été d'environ 0,35 mg/L (Charlton, 1997); c'est cette valeur qui sera utilisée comme VEE dans les calculs pour les écosystèmes lacustres. La VCT aiguë de 0,29 mg de NH_3/L a été utilisée, cette valeur se rapprochant des plus faibles niveaux ayant produit des effets aigus chez les organismes dulçaquicoles (respectivement 0,28 et 0,29 pour le baret, *M. americana*, et le ménomini de

montagnes, *P. williamsoni*). Comme la base de données sur la toxicité chez le poisson est vaste et relativement complète, un coefficient de 10 a été utilisé.

L'évaluation prudente de la toxicité aiguë de l'ammoniac non ionisé pour le poisson d'eau douce a permis de calculer le quotient suivant :

$$\text{Quotient} = \frac{0{,}35}{0{,}029}$$

$$= 12$$

Ce quotient étant supérieur à un, ceci indique que les concentrations pourraient être hautement toxiques pour les espèces sensibles de poissons. Il y a donc lieu de pousser plus loin l'évaluation de la toxicité de l'ammoniac rejeté dans les milieux d'eau douce et de procéder à une évaluation probabiliste du risque. Comme Environnement Canada a réalisé un projet détaillé sur la qualité de l'eau en 1998, on possède suffisamment de données pour faire une telle évaluation (Charlton et Milne, 1999).

(b) Ville de Toronto

La majeure partie des effluents d'eaux usées de la municipalité de Toronto sont déversés dans le lac Ontario par un système de canalisations et de diffuseurs, à un endroit connu sous le nom de baie d'Ashbridge (voir la figure 10). L'eau est d'une profondeur d'environ 6 m, à l'emplacement du diffuseur. En 1998, Environnement Canada a accordé à la firme Gartner Lee Ltd. un contrat pour un projet d'échantillonnage des effluents autour de la zone de diffusion, afin de déterminer la dispersion des composantes des effluents, et plus particulièrement des chloramines et de l'ammoniac (Gartner Lee Ltd., 1998). L'emplacement du diffuseur a été déterminé et des échantillons y ont été prélevés, avec trois autres plus loin dans le lac, afin de déterminer les concentrations de fond et la gamme de concentrations prévues à cet endroit. La longueur du panache des effluents a été déterminée à partir des cartes produites pour un exercice de modélisation, de la direction du vent et des mesures de la conductivité. L'ampleur du gradient de l'effluent en aval a été déterminée à partir des concentrations de conductivité en deçà de 10 % des niveaux naturels.

On peut faire une évaluation prudente de ces rejets dans le lac Ontario. Aux emplacements OC, 100A et 100C (c.-à-d. les échantillons prélevés en surface), les concentrations en ammoniac non ionisé ont été d'au moins 0,06 mg/L. On a utilisé ici la VCT aiguë (0,29 mg/L), car on s'attend à ce que l'exposition des organismes à cet endroit se produise sur de courtes périodes, à cause du déplacement marqué du panache sous l'effet du vent. Un coefficient de 10 a été utilisé, là encore à cause de l'existence d'une base de données relativement complète sur la toxicité chez les poissons d'eau douce.

$$\text{Quotient} = \frac{0{,}06}{0{,}029}$$

$$= 2$$

Les effluents rejetés par la principale station de traitement des eaux usées de Toronto semblent présenter un faible risque d'effets nuisibles. Il est toutefois impossible de procéder à une évaluation probabiliste du risque, à cause de l'incertitude associée à ces calculs et du peu de données détaillées sur l'étendue spatiale et temporelle de ces effluents.

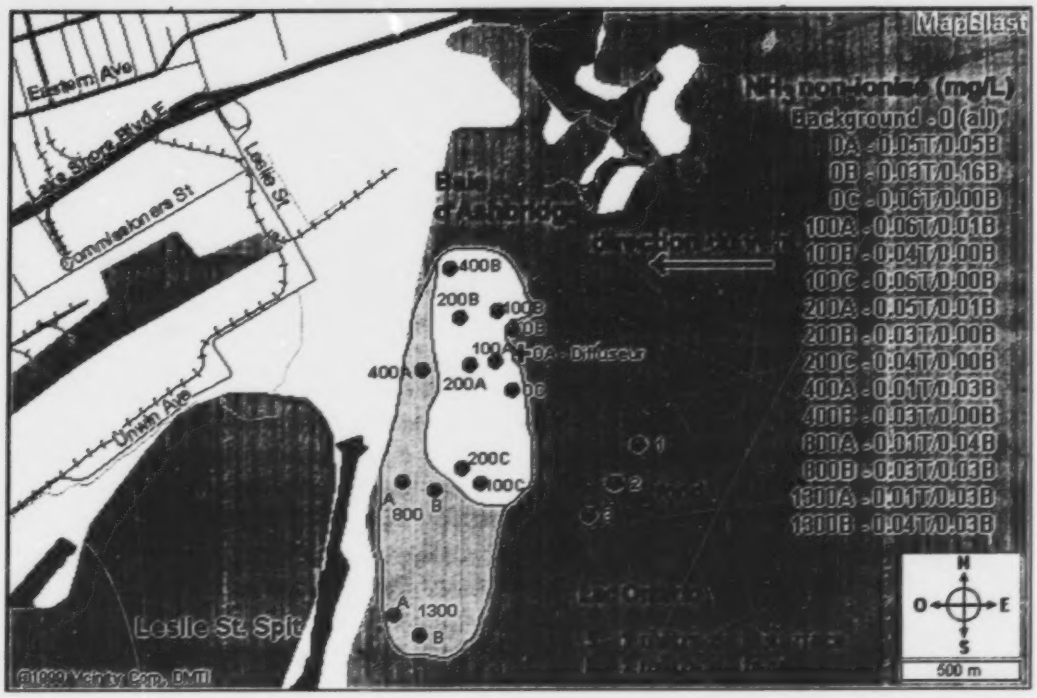


Figure 10 : Rejet des effluents municipaux de Toronto dans le lac Ontario, septembre 1998

(c) Point de rejet en haute mer dans le district régional du Grand Vancouver

Ouverte en 1963, la station d'épuration de l'île d'Iona traite les eaux usées qui proviennent du réseau d'égouts de Vancouver (système de traitement primaire). Avec l'augmentation du débit des eaux usées acheminées à la station, on a constaté que les effluents rejetés dans les eaux peu profondes de Sturgeon Bank causaient la dégradation de certaines portions des rives. Des recommandations ont donc été formulées en vue de corriger la situation et, en 1988, le district régional du Grand Vancouver a commencé à exploiter le point de rejet en haute mer d'Iona pour remplacer l'ancien système de rejet en surface. Le nouveau système rejette les effluents traités à une profondeur de 72 à 106 m dans le détroit de Géorgie, au large de Sturgeon Bank.

La station produit un effluent primaire dont la concentration en ammoniac est modérément élevée (10 mg/L), à un débit de 567 000 m^3 par jour (Environnement Canada, 1997b). Cette station entraîne le dépôt de quelque 2 000 tonnes d'ammoniac par année dans le détroit de Géorgie. Les estimations de la dilution initiale des eaux usées rejetées indiquent que le

taux minimum est supérieur à 100:1 et que le taux se situe généralement à 150:1, quels que soient le débit et la profondeur de rejet, durant toute l'année.

Des données sur les concentrations avant et après les rejets ont été recueillies pendant respectivement deux et neuf ans. En 1996, une étude sur le panache (incluant des dosages de l'ammoniac) a été réalisée après la période de débit de pointe du fleuve Fraser, durant une période de stratification de haute densité; l'échantillonnage a été fait en juillet et en août.

Lors d'une enquête menée en 1996, le panache des eaux usées traitées a été observé le long d'un corridor s'étendant du nord vers le sud, sur une distance allant jusqu'à 1 km au nord et 4 km au sud de l'emplacement des diffuseurs au point de rejet, à une profondeur de 55 m ou au fond de l'eau. Vingt-neuf échantillons d'eau ont été prélevés à des profondeurs multiples, à dix postes d'échantillonnage situés dans la région, durant trois jours de juillet 1996. Aucune différence statistiquement significative n'a été observée entre les concentrations moyennes d'ammoniac mesurées à l'intérieur et à l'extérieur du panache, que les échantillons aient été prélevés à 55 m de profondeur ou au fond de l'eau. À une profondeur de 55 m, la concentration maximale en ammoniac total a été de 0,08 mg de NH_3-N/L aux diffuseurs, soit l'équivalent de 0,0003 mg d'ammoniac non ionisé/L à un pH de 7,4 et à une température de 9 °C (Berthold, 1999).

Une étude des organismes benthiques à proximité de l'exutoire en haute mer n'a révélé aucune anomalie dans les populations benthiques (Stewart *et al.*, 1991).

Une concentration de 0,0003 mg d'ammoniac non ionisé/L a été décelée au point de rejet de l'île d'Iona et cette mesure a été utilisée comme VEE pour l'immersion en mer. Un coefficient de 10 a été utilisé, vu l'abondance relative de données sur la toxicité pour les organismes marins. La VCT aiguë pour le poisson marin (plie rouge – 0,49 mg/L) a été utilisée, car il est peu probable qu'un poisson benthique soit exposé au panache pendant de longues périodes. En utilisant la concentration maximale décelée (0,08 mg de NH_3-N/L – ammoniac total), l'évaluation prudente donne ce qui suit :

$$\text{Quotient} = \frac{0,0003}{0,049}$$

$$= 0,006$$

En raison du taux de dilution rapide et élevé, l'exutoire en haute mer situé à l'île d'Iona ne semble pas présenter un risque de toxicité écologique.

(d) Rejets dans les rivières examen préalable

Les stations municipales de traitement des eaux usées constituent une importante source ponctuelle de rejets d'ammoniac dans les rivières du Canada. Cette section porte sur les caractéristiques de la dilution et du mélange des effluents dans les rivières, à 10 stations municipales de traitement des eaux usées dans tout le Canada. Les caractéristiques des panaches d'effluents qui se forment en aval des exutoires de ces stations d'épuration renseignent sur

M121

IMPORTANT NOTE CONCERNING THE FOLLOWING PAGES

THE PAGES WHICH FOLLOW HAVE BEEN FILMED TWICE IN ORDER TO OBTAIN THE BEST REPRODUCTIVE QUALITY

USERS SHOULD CONSULT ALL THE PAGES REPRODUCED ON THE FICHE IN ORDER TO OBTAIN A COMPLETE READING OF THE TEXT.

REMARQUE IMPORTANTE CONCERNANT LES PAGES QUI SUIVENT

LES PAGES SUIVANTES ONT ÉTÉ REPRODUITES EN DOUBLE AFIN D'AMÉLIORER LA QUALITÉ DE REPRODUCTION

LES UTILISATEURS DOIVENT CONSULTER TOUTES LES PAGES REPRODUITES SUR LA FICHE AFIN D'OBTENIR LA LECTURE DU TEXTE INTÉGRAL

micromedia
a division of IHS Canada

20 Victoria Street
Toronto, Ontario M5C 2N8
Tel.: (416) 362-5211
Toll Free: 1-800-387-2689
Fax: (416) 362-6161
Email: info@micromedia.on.ca

l'étendue spatiale des zones potentiellement toxiques à l'intérieur des rivières, dans différentes conditions ambiantes.

Le modèle CORMIX 3.2 a été choisi pour cette application, car il convient aux différentes configurations des points de rejet et il pouvait être utilisé avec l'information alors disponible (Doneker et Jirka, 1990; Jirka *et al.*, 1996; Jones *et al.*, 1996). À noter que les prévisions établies avec ce modèle n'ont pas été corroborées par des données sur le terrain et qu'elles reflètent un niveau de dilution prudent dans les rivières.

Des sites d'analyse, devant représenter les différents systèmes de traitement et milieux récepteurs, ont été sélectionnés dans l'ensemble du Canada. Les villes choisies sont Edmonton (Alberta); Saskatoon (Saskatchewan); Calgary (Alberta); Winnipeg (Manitoba); Guelph (Ontario); Stratford (Ontario); Ottawa (Ontario); Montréal (Québec) et Edmundston (Nouveau-Brunswick). Elles reflètent un éventail des différents systèmes de traitement, types de rejet et taux de dilution. Dans chaque cas, une évaluation des débits moyen et minimum a été faite, afin d'obtenir une estimation raisonnable de l'incidence des différents procédés de traitement des eaux usées.

Le tableau 10 résume les résultats de cet exercice de modélisation. Les principales caractéristiques du panache y sont définies, pour faciliter la comparaison et l'évaluation. Les prévisions obtenues par le modèle CORMIX 3.2, qui sont présentées ici, sont basées sur des conditions moyennes dans la rivière et sur un débit constant. Cependant, de telles conditions se produisent rarement et il faut donc s'attendre à ce que l'emplacement réel du panache et la ligne centrale varient considérablement en fonction des variations inhérentes aux rivières.

Bon nombre des données utilisées proviennent des dessins techniques de chaque installation, extraits de Walker (1998). Les données sur les concentrations en ammoniac dans les effluents ont été obtenues des municipalités; pour la plupart des endroits, la température de l'eau, à des débits moyen et minimal, a été estimée. La concentration en ammoniac non ionisé a été estimée en présumant un pH constant (8) pour toutes les rivières et tous les débits. L'estimation de la toxicité a été faite au taux de dilution de 10:1, conformément au modèle CORMIX. La VCT chronique de 0,041 mg/L a été utilisée sans coefficient. À partir de ces données, une estimation prudente peut être faite du risque d'effets chroniques dus à l'ammoniac, à chaque point de rejet.

Tableau 10 : Résumé de l'évaluation prudente des systèmes de traitement des eaux usées modélisés[1]

Lieu	NH_3 total (dilution 10:1)	Débit	Température (°C)	VEE pour NH_3 non ionisé (mg/L)	Distance par rapport au taux de dilution 10:1 (m)	Saison	Quotient de toxicité
Edmonton	2,142	Faible	4	0,024	10 000	hiver	0,6
		Moy.	24	0,106	1 935	été	2,7
Calgary	0,5	Faible	4	0,006	>55 000	hiver	0,2
		Moy.	17	0,015	13 000	été	0,4
Saskatoon	1,178	Faible	4	0,013	111	hiver	0,3
		Moy.	23	0,055	7	été	1,4
Winnipeg N	1,865	Faible	4	0,021	3 400	hiver	0,5

		Moy.	23	0,087	150	été	2,2
Winnipeg O	0,878	Faible	25	0,047	>20 000	été	1,2
		Moy.	15	0,023	94	Print.–automne	0,6
Ottawa	0,608	Faible	25	0,032	<1	été	0,8
		Moy.	15	0,016	<1	automne	0,4
Stratford	1,257	Faible	28	0,081	>1 500	été	2,0
		Moy.	10	0,023	>1 500	automne	0,6
Guelph	0,239	Faible	28	0,015	Non atteinte	été	0,4
		Moy.	10	0,004	2 120	automne	0,1
Montréal	0,659	Faible	22	0,029	660	été	0,7
		Moy.	10	0,012	830	automne	0,3
Edmundston	1,667	Faible	22	0,072	22	été	1,8
		Moy.	10	0,030	3 000	automne	0,8

[1] Les rejets mis en évidence ne sont pas significatifs.

Cet exercice indique que l'ammoniac présent dans les effluents d'eaux usées de certaines villes est vraisemblablement toxique dans certaines conditions, mais ne l'est pas dans d'autres. Les villes d'Edmonton, de Winnipeg (stations de traitement du Nord et de l'Ouest), d'Edmundston et de Stratford rejettent toutes, dans certaines conditions, des panaches potentiellement toxiques d'une dimension significative. De même, Edmonton et Winnipeg produisent des panaches potentiellement toxiques d'une dimension appréciable, dans les conditions moyennes simulées. On possède suffisamment de données sur les effluents de ces deux villes et leurs rivières, pour procéder à une évaluation probabiliste du risque. Enfin, compte tenu de la très longue distance avant d'atteindre le taux de dilution 10:1, en aval de Calgary (>56 km), il est possible que des conditions « toxiques » existent avant ce point.

Selon les conditions simulées ici, les effluents des villes de Saskatoon, Guelph, Ottawa-Carleton et Montréal ne sont pas potentiellement toxiques. Ceci est dû, à Guelph, à l'utilisation de procédés d'extraction de l'ammoniac; dans le cas d'Ottawa-Carleton et de Saskatoon, ceci tient à l'utilisation de techniques de réduction de l'ammoniac et d'un vaste diffuseur sur la rivière des Outaouais (Ottawa-Carleton) et la rivière Saskatchewan Sud (à Saskatoon). De son côté, Montréal produit un faible effluent pour un système de traitement primaire (6 mg/L) et bénéficie de la forte capacité de dilution du fleuve Saint-Laurent.

Depuis que ces études ont été complétées, les villes de Saskatoon et de Stratford ont installé des systèmes de nitrification pour éliminer l'ammoniac ou modifier la forme sous laquelle l'ammoniac est rejeté dans les rivières locales, de sorte que les concentrations en ammoniac rejetées par ces villes ne sont plus toxiques, sous aucune condition.

Ruissellement agricole

Les exploitations agricoles du Canada sont très diversifiées et il n'existe pas de méthode d'évaluation unique qui puisse couvrir les nombreuses formes sous lesquelles l'ammoniac peut être libéré à partir de ces exploitations. Une série d'évaluations prudentes ont donc été faites pour les exploitations types pour lesquelles des données sont disponibles. Les résultats de ces évaluations sont présentés au tableau 11.

l'étendue spatiale des zones potentiellement toxiques à l'intérieur des rivières, dans différentes conditions ambiantes.

Le modèle CORMIX 3.2 a été choisi pour cette application, car il convient aux différentes configurations des points de rejet et il pouvait être utilisé avec l'information alors disponible (Doneker et Jirka, 1990; Jirka *et al.*, 1996; Jones *et al.*, 1996). À noter que les prévisions établies avec ce modèle n'ont pas été corroborées par des données sur le terrain et qu'elles reflètent un niveau de dilution prudent dans les rivières.

Des sites d'analyse, devant représenter les différents systèmes de traitement et milieux récepteurs, ont été sélectionnés dans l'ensemble du Canada. Les villes choisies sont Edmonton (Alberta); Saskatoon (Saskatchewan); Calgary (Alberta); Winnipeg (Manitoba); Guelph (Ontario); Stratford (Ontario); Ottawa (Ontario); Montréal (Québec) et Edmundston (Nouveau-Brunswick). Elles reflètent un éventail des différents systèmes de traitement, types de rejet et taux de dilution. Dans chaque cas, une évaluation des débits moyen et minimum a été faite, afin d'obtenir une estimation raisonnable de l'incidence des différents procédés de traitement des eaux usées.

Le tableau 10 résume les résultats de cet exercice de modélisation. Les principales caractéristiques du panache y sont définies, pour faciliter la comparaison et l'évaluation. Les prévisions obtenues par le modèle CORMIX 3.2, qui sont présentées ici, sont basées sur des conditions moyennes dans la rivière et sur un débit constant. Cependant, de telles conditions se produisent rarement et il faut donc s'attendre à ce que l'emplacement réel du panache et la ligne centrale varient considérablement en fonction des variations inhérentes aux rivières.

Bon nombre des données utilisées proviennent des dessins techniques de chaque installation, extraits de Walker (1998). Les données sur les concentrations en ammoniac dans les effluents ont été obtenues des municipalités; pour la plupart des endroits, la température de l'eau, à des débits moyen et minimal, a été estimée. La concentration en ammoniac non ionisé a été estimée en présumant un pH constant (8) pour toutes les rivières et tous les débits. L'estimation de la toxicité a été faite au taux de dilution de 10:1, conformément au modèle CORMIX. La VCT chronique de 0,041 mg/L a été utilisée sans coefficient. À partir de ces données, une estimation prudente peut être faite du risque d'effets chroniques dus à l'ammoniac, à chaque point de rejet.

Tableau 10 : Résumé de l'évaluation prudente des systèmes de traitement des eaux usées modélisés[1]

Lieu	NH_3 total (dilution 10:1)	Débit	Température (°C)	VEE pour NH_3 non ionisé (mg/L)	Distance par rapport au taux de dilution 10:1 (m)	Saison	Quotient de toxicité
Edmonton	2,142	Faible	4	0,024	10 000	hiver	0,6
		Moy.	24	0,106	1 935	été	2,7
Calgary	0,5	Faible	4	0,006	>55 000	hiver	0,2
		Moy.	17	0,015	13 000	été	0,4
Saskatoon	1,178	Faible	4	0,013	111	hiver	0,3
		Moy.	23	0,055	7	été	1,4
Winnipeg N	1,865	Faible	4	0,021	3 400	hiver	0,5

		Moy.	23	0,087	150	été	2,2
Winnipeg O	0,878	Faible	25	0,047	>20 000	été	1,2
		Moy.	15	0,023	94	Print.–automne	0,6
Ottawa	0,608	Faible	25	0,032	<1	été	0,8
		Moy.	15	0,016	<1	automne	0,4
Stratford	1,257	Faible	28	0,081	>1 500	été	2,0
		Moy.	10	0,023	>1 500	automne	0,6
Guelph	0,239	Faible	28	0,015	Non atteinte	été	0,4
		Moy.	10	0,004	2 120	automne	0,1
Montréal	0,659	Faible	22	0,029	660	été	0,7
		Moy.	10	0,012	830	automne	0,3
Edmundston	1,667	Faible	22	0,072	22	été	1,8
		Moy.	10	0,030	3 000	automne	0,8

[1] Les rejets mis en évidence ne sont pas significatifs.

Cet exercice indique que l'ammoniac présent dans les effluents d'eaux usées de certaines villes est vraisemblablement toxique dans certaines conditions, mais ne l'est pas dans d'autres. Les villes d'Edmonton, de Winnipeg (stations de traitement du Nord et de l'Ouest), d'Edmundston et de Stratford rejettent toutes, dans certaines conditions, des panaches potentiellement toxiques d'une dimension significative. De même, Edmonton et Winnipeg produisent des panaches potentiellement toxiques d'une dimension appréciable, dans les conditions moyennes simulées. On possède suffisamment de données sur les effluents de ces deux villes et leurs rivières, pour procéder à une évaluation probabiliste du risque. Enfin, compte tenu de la très longue distance avant d'atteindre le taux de dilution 10:1, en aval de Calgary (>56 km), il est possible que des conditions « toxiques » existent avant ce point.

Selon les conditions simulées ici, les effluents des villes de Saskatoon, Guelph, Ottawa-Carleton et Montréal ne sont pas potentiellement toxiques. Ceci est dû, à Guelph, à l'utilisation de procédés d'extraction de l'ammoniac; dans le cas d'Ottawa-Carleton et de Saskatoon, ceci tient à l'utilisation de techniques de réduction de l'ammoniac et d'un vaste diffuseur sur la rivière des Outaouais (Ottawa-Carleton) et la rivière Saskatchewan Sud (à Saskatoon). De son côté, Montréal produit un faible effluent pour un système de traitement primaire (6 mg/L) et bénéficie de la forte capacité de dilution du fleuve Saint-Laurent.

Depuis que ces études ont été complétées, les villes de Saskatoon et de Stratford ont installé des systèmes de nitrification pour éliminer l'ammoniac ou modifier la forme sous laquelle l'ammoniac est rejeté dans les rivières locales, de sorte que les concentrations en ammoniac rejetées par ces villes ne sont plus toxiques, sous aucune condition.

Ruissellement agricole

Les exploitations agricoles du Canada sont très diversifiées et il n'existe pas de méthode d'évaluation unique qui puisse couvrir les nombreuses formes sous lesquelles l'ammoniac peut être libéré à partir de ces exploitations. Une série d'évaluations prudentes ont donc été faites pour les exploitations types pour lesquelles des données sont disponibles. Les résultats de ces évaluations sont présentés au tableau 11.

Des coefficients de 10 ont été utilisés, car la base de données sur les poissons d'eau douce est relativement complète. Les VEE utilisées s'appliquent à divers types de situations agricoles (voir le tableau 11). On peut ainsi estimer l'effet du libre accès des bovins à une petite rivière, à partir des données présentées par Demal (1983) et de son étude sur la rivière Avon, en Ontario. C'est l'une des rares études où l'on a estimé l'apport d'ammoniac attribuable à cette source. Les effets à court et à long terme du séjour des bovins le long d'un cours d'eau durant l'hiver peuvent être estimés respectivement à partir des études menées par Cooke (1996) et Anderson *et al.* (1998a). Ces deux études ont été menées en Alberta, où l'élevage des bovins de boucherie est répandu; aucune étude similaire portant sur l'est du Canada n'a pu être trouvée. Enfin, les effets de l'ammoniac présent dans les eaux de ruissellement à la suite de l'épandage de fumier durant l'hiver peuvent être estimés à partir de Green (1996). Pour toutes ces évaluations, les concentrations utilisées sont les concentrations maximales décelées.

Tableau 11 : Résumé des évaluations prudentes pour le ruissellement agricole

Situation	Conditions d'entrée dans l'eau	VEE (mg d'ammoniac non ionisé/ L)	VCT (mg/L)	Coefficient	VESEO (mg/L)	Quotient
Bovins traversant un cours d'eau	Temp. 19 °C, pH 7,7, faible débit	0,008	0,29 (aiguë)	10	0,029	0,3
Exploitations de naissage - long terme	Temp. 11,5 °C, pH 7,5, du printemps à l'automne	0,022	0,04 (chronique)	10	0,004	6
Exploitations de naissage – court terme	Temp. 1 °C, pH 7,05, printemps	0,04	0,29 (aiguë)	10	0,029	1,4
Ruissellement parc d'engraissement/ exploitation laitière	Temp. 1°C, pH 7,05, printemps	0,13	0,29 (aiguë)	10	0,029	4,5
Ruissellement – épandage de fumier	Temp. 2 °C, pH 7,8, épandage de fumier sur la neige; échantillonnage de la rivière locale	0,003	0,29 (aiguë)	10	0,029	0,1
Ruissellement – épandage de fumier	Temp. 2 °C, pH 7,8, épandage de fumier sur la neige; NH_3 max. dans les fossés	0,116	0,29 (aiguë)	10	0,029	4

Les analyses prudentes, sur les exploitations d'élevage de bovins qui pratiquent l'épandage de fumier et pour lesquelles on possède des données minimales, indiquent que certaines pratiques agricoles (exploitations de naissage durant l'hiver situées à proximité de cours d'eau, exploitations de naissage à long terme situées à proximité de cours d'eau, ruissellement printanier provenant de parcs d'engraissement ou d'exploitations laitières situés à proximité d'un cours d'eau, épandage de fumier sur des champs couverts de neige, près de cours d'eau) peuvent créer des conditions de toxicité aiguë pour les organismes aquatiques. L'information sur ces types

de pratiques agricoles dans l'ensemble du Canada est toutefois insuffisante pour permettre de pousser plus loin l'analyse et d'évaluer la probabilité d'effets nocifs.

Sédiments marins de dragage

Les concentrations en ammoniac dans l'eau interstitielle des déblais de dragage provenant d'emplacements estuariens et marins sont citées par le *U.S. Army Corps of Engineers* (Gibson *et al.*, 1995) et dans de la documentation non classifiée (Sims et Moore, 1995). On a utilisé les données américaines, car les données canadiennes sont limitées. Environ 21 des sites étudiés sont des estuaires (salinité = 1 à 30 ‰), 5 sont des milieux marins (salinité > 30 ‰) et 13 sont des milieux d'eau douce (salinité <1 ‰). Lorsque les concentrations étaient exprimées en fonction de l'ammoniac total, la concentration en ammoniac non ionisé a été calculée en tenant compte du pH, de la salinité et de la température déclarés. Lorsque les paramètres requis n'étaient pas disponibles, les valeurs suivantes ont été utilisées : pH = 7,5, température = 20 °C et salinité = 20 ‰ pour les estuaires et 30 ‰ pour les milieux marins. Les conversions sont basées sur les résultats d'une étude menée par Hampson (1977). En général, la concentration médiane en ammoniac dans l'eau interstitielle, citée dans l'étude sur les déblais de dragage, a été de 0,2 mg de NH_3/L. Les concentrations en ammoniac dans l'eau interstitielle, pour les sites estuariens, ont varié entre 0,06 et 1,9 mg de NH_3/L. Comme il y a suspension des sédiments dans la colonne d'eau à travers laquelle circulent les sédiments, un facteur de dilution de 10 a été appliqué aux VEE déclarées.

L'organisme récepteur est la plie rouge (*P. americanus*) pour qui la CL_{50} moyenne est de 0,49 mg/L. On utilise la VCT aiguë, car on s'attend à ce que l'exposition à l'ammoniac provenant des sédiments soit de courte durée. Un coefficient de 10 est utilisé, car la base de données sur la toxicité en eau salée est relativement complète et permet de convertir cette VCT en une VESEO de 0,049 mg/L.

Les données publiées sur les conditions dans les milieux estuariens et marins font état d'une gamme de concentrations en ammoniac dans l'eau interstitielle. À cause de la variation entre les valeurs d'exposition d'un site d'échantillonnage à un autre, les quotients de risque ont été calculés à partir des concentrations médiane et maximale déterminées lors de l'étude sur les déblais de dragage (soit 0,2 et 1,9 mg de NH_3/L respectivement). Cependant, le pH présumé (7,5) est trop faible, alors que la température (20 °C) est trop élevée pour les eaux salées du Canada (Berthold, 1999); la concentration moyenne en ammoniac a donc été recalculée, en utilisant un pH de 7,8 et une température de 9 °C. En utilisant la méthode mise au point par Spotte et Adams (1983) pour calculer le ratio entre les concentrations de NH_4^+ et de NH_3 dans l'eau salée, on obtient une concentration médiane en ammoniac de 0,12 mg/L et une concentration maximale de 1,18 mg/L. À cause de l'effet de dilution qui se produit à mesure que les sédiments de dragage passent à travers la colonne d'eau, un facteur de dilution de 10 a été appliqué.

Médiane

$$\text{Quotient} = \frac{0{,}012}{0{,}049}$$

$$= 0{,}24$$

Maximale

$$\text{Quotient} = \frac{0{,}118}{0{,}049}$$

$$= 2{,}4$$

Selon cette méthode, le quotient de risque aigu associé au dragage et au déversement de substances chargées d'ammoniac dans un milieu d'eau salée est inférieur à 1, lorsqu'on utilise la concentration médiane (0,12 mg de NH_3/L), mais il est supérieur à 1 lorsqu'on utilise la concentration maximale de 1,18 mg/L (selon les études sur les déblais de dragage réalisées aux États-Unis). Ces résultats portent à croire que le risque de toxicité de l'ammoniac dans l'eau interstitielle varie considérablement dans les essais biologiques sur les déblais de dragage et qu'il dépend du scénario et des hypothèses envisagés. Par ailleurs, la période d'exposition utilisée pour calculer la VCT ne correspond pas parfaitement à l'exposition dans l'environnement, la plie rouge ayant été exposée pendant 96 heures. Or il est hautement improbable que le dragage cause une exposition d'une telle durée chez le poisson benthique. Qui plus est, le facteur de dilution de 10 n'a pas été validé et les concentrations en ammoniac non ionisé peuvent varier considérablement en fonction des paramètres physiques de l'eau salée (température, pH et salinité).

L'ammoniac est également une composante naturelle des sédiments. Dans les études publiées, des concentrations variant de 0,17 à 17 mg d'ammoniac non ionisé/L dans l'eau interstitielle sont assez fréquentes et des concentrations aussi élevées que 430 mg/L ont été citées (Gibson *et al.*, 1995). Le calcul des quotients de risque à partir de certaines concentrations naturelles d'ammoniac donnerait un quotient supérieur à un.

L'évaluation prudente des sédiments de dragage semble indiquer que l'exposition à l'ammoniac libéré durant le dragage et le déversement des sédiments pourrait être nocive pour les organismes pélagiques sensibles. Il faudra toutefois pousser les études beaucoup plus loin, afin de prouver que cette source d'ammoniac est nocive en milieux marins.

3.1.2.2.3 Autres sources de données

La concentration en ammoniac dans les eaux interstitielles des sédiments est souvent une source de préoccupation, lorsqu'on doit procéder au dragage des sédiments (Schubauer-Berigan et Ankley, 1991). Le dragage de sédiments riches en ammoniac peut en effet libérer de fortes quantités d'ammoniac dans les eaux avoisinantes et le nouveau dépôt des sédiments peut également poser un risque. Il a par ailleurs été démontré que l'élimination des sédiments de

dragage peut être toxique pour les organismes aquatiques suivants : *Daphnia* sp., *Polydora* sp. et *Paleomonetes* sp. (DeCoursey et Vernberg, 1975). Bien que ces chercheurs n'aient pas prélevé d'échantillons d'eau pour en déterminer le taux en ammoniac, des échantillons ont été prélevés lors d'opérations similaires dans la région; dans un des sites d'élimination des sédiments, les échantillons contenaient jusqu'à 5 mg de NH_3/L, comparativement à une concentration de 0,123 mg/L dans les lieux où il n'y avait pas eu immersion.

En 1993-1994, un important projet d'échantillonnage, de caractérisation et d'évaluation des effets des effluents, mené conjointement par l'industrie et les municipalités, a été réalisé sur la rivière Saskatchewan Nord (Golder Associates, 1995). La figure 11 présente une carte de la rivière Saskatchewan Nord. Ce projet a permis de caractériser l'étendue du panache d'effluents à partir de la station de traitement des eaux usées d'Edmonton et d'une autre station plus petite, située à 20 km en aval. Les données recueillies dans le cadre de ce projet ont servi de base à l'établissement de la plupart des caractéristiques devant servir à la modélisation du panache des effluents en vue de l'analyse probabiliste du risque. Ce projet a également permis de déterminer la nature des organismes invertébrés benthiques, en amont et en aval du point de rejet de la station d'épuration d'Edmonton.

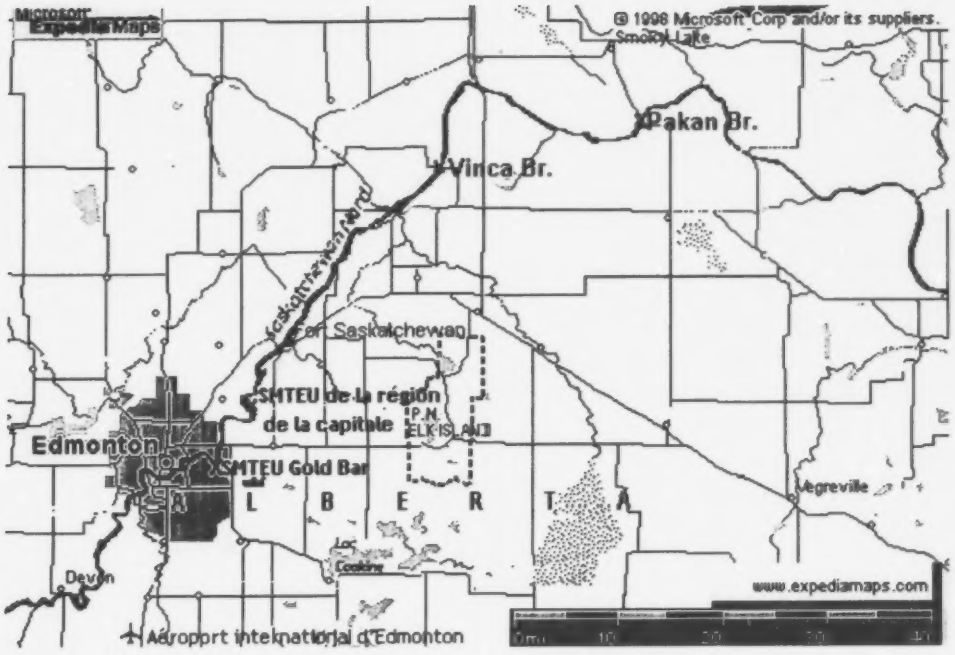


Figure 11 : Rivière Saskatchewan Nord à proximité d'Edmonton

Le nombre total d'invertébrés et la richesse taxonomique sont des indicateurs bien établis de la qualité environnementale des rivières. Combinées à une répartition taxonomique générale, ces variables suffisent à déterminer les principaux facteurs qui influent sur la communauté benthique d'une rivière. Le profil longitudinal de l'abondance des invertébrés et de la composition de la communauté, dans la région visée par cette étude, illustre bien l'apport en éléments nutritifs que génèrent les stations de traitement des eaux usées (Golder Associates, 1995). Les effluents d'eaux usées d'Edmonton ont modifié la composition de la communauté zoobenthique en aval des exutoires, cette communauté passant d'un ensemble de taxa d'eau saine (principalement des perles, des éphémères et des phryganes) à une faune moins diversifiée et plus abondante caractérisée par des taxa tolérants à la pollution (comme les oligochètes et les chironomes) (Anderson *et al.*, 1986). Les effets directs des éléments nutritifs se voient également à l'augmentation du taux de croissance des végétaux (mesuré par la teneur en chlorophylle-*a*); les effets secondaires et synergiques ont entraîné une certaine diminution de la teneur en oxygène dissous, une augmentation de la demande biochimique en oxygène ainsi que des changements dans le cycle et la composition de la communauté zoobenthique (Anderson *et al.*, 1986).

Le taux en oxygène dissous dans la rivière est toujours élevé et seule une légère courbe d'oxygène est observée en aval du point de rejet d'Edmonton; celle-ci représente généralement une baisse de 5 % du taux de saturation, qui passe de 75 % à 70 % en juillet (l'équivalent de 5,5 mg/L à l'époque). Plus en aval de la station Gold Bar, le taux d'oxygène dissous exprimé en

pourcentage de saturation augmente de 70 % à >80 %. Un taux de saturation de 60 % protégerait les populations naturelles de tous les organismes dans la rivière Saskatchewan Nord (Anderson *et al.*, 1986).

La surveillance des invertébrés benthiques dans la rivière Saskatchewan Nord, en aval des émissaires municipaux et industriels d'Edmonton, a permis de documenter d'importantes altérations de la communauté benthique. La forte augmentation des oligochètes (*Tubificidae* et *Naididae*) en aval de la station d'épuration Gold Bar et la dominance des chironomes (*Chironomini*, *Orthocladiniinae*, *Tanytarsini* et *Tanypodinae*) sont des effets caractéristiques d'un accroissement marqué de l'apport en éléments nutritifs. Il se produit généralement dans cette région un accroissement substantiel de l'abondance des vers oligochètes tolérants à la pollution, au détriment des taxa sensibles. Plus loin en aval, la forte augmentation de la biomasse des algues benthiques, due à l'accroissement des taux d'éléments nutritifs, donne lieu à une dominance des chironomes, laquelle est suivie d'un retour graduel des invertébrés plus sensibles. Les régions éloignées modérément enrichies peuvent abriter des populations denses de chironomes, de larves de phryganes construisant des filets de pêche et de certaines nymphes d'éphémères. Les nymphes de perles (*Plecoptera*, *Chloroperlidae* et *Perlodidae*) sont habituellement celles qui se rétablissent le plus loin des exutoires des stations de traitement des eaux usées – ainsi, à une distance de 65 km de la région à l'étude, la quantité de ces invertébrés n'avait toujours pas atteint les niveaux observés en amont. La corise (*Callicorixa*) est devenue abondante dans les régions marquées par une forte croissance de macrophytes à racines, en aval du point de rejet procurant un bon habitat (Golder Associates, 1995).

Les lacs situés dans les plaines centrales du sud de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba se trouvent dans des régions de sols fertiles qui génèrent un apport élevé en nutriments. L'eutrophisation est habituellement le principal problème de qualité de l'eau dans cette région (Gouvernement du Canada, 1996; Hall *et al.*, 1999).

La vallée de la Qu'Appelle s'étend sur une distance de plus de 400 km, depuis le cours supérieur de la rivière, près du lac Diefenbaker dans l'ouest de la Saskatchewan, jusqu'à sa jonction avec la rivière Assiniboine, dans l'ouest du Manitoba. La rivière Qu'Appelle et ses affluents alimentent en eau près du tiers de la population de la Saskatchewan, incluant les populations des villes de Regina et de Moose Jaw. Les champs agricoles et les pâturages représentent plus de 95 % de l'usage du sol dans le bassin hydrographique (Hall *et al.*, 1999). Une chaîne de huit lacs, incluant deux réservoirs d'amont et six lacs naturels, forme un gradient de l'état trophique dans la vallée. Ces lacs représentent une importante ressource récréative et économique dans le sud de la Saskatchewan. Ils sont utilisés pour la pêche sportive et commerciale, les loisirs, l'irrigation, l'abreuvement du bétail, l'alimentation en eau potable et l'évacuation des eaux usées, en plus de servir d'habitat pour la sauvagine et de contribuer à la régularisation des crues (Munroe, 1986; Chambers, 1989).

Caractéristiques des conditions observées dans les Prairies, ces lacs sont peu profonds et très eutrophes (phosphore total >300 µg/L) et ils produisent une immense prolifération d'algues bleu-vert durant l'été (Munroe, 1986; Kenney, 1990; Hall *et al.*, 1999). Bien que les lacs soient naturellement eutrophes, la qualité de l'eau s'est nettement détériorée depuis la colonisation par les Européens ainsi qu'avec le développement intensif de l'agriculture dans la région (Allan *et al.*, 1980; Hall *et al.*, 1999). L'inquiétude croissante suscitée par la détérioration constante de la

qualité de l'eau des lacs Qu'Appelle au cours des 30 dernières années a donné lieu à la réalisation de plusieurs études fédérales-provinciales, lesquelles ont déterminé que la croissance excessive des algues et des végétaux était due aux fortes concentrations d'éléments nutritifs dans le ruissellement agricole et les eaux d'égouts urbains. On a ainsi estimé que 70 % du phosphore et de l'azote qui pénètrent dans le bassin de la rivière provenait des eaux d'égouts rejetées par Regina et Moose Jaw (Munroe, 1986). En 1976, Regina a amélioré son système de traitement des eaux usées afin d'éliminer le phosphore; de son côté, Moose Jaw a dérivé la totalité de ses eaux usées vers les champs agricoles en ayant recours, à partir de 1987, au procédé d'irrigation par aspersion (Chambers, 1989).

On ne sait pas encore très bien si les améliorations qui ont été apportées aux usines de traitement des eaux usées ont produit les effets souhaités sur la qualité de l'eau des lacs Qu'Appelle. En effet, bien que les concentrations en phosphore total dans les eaux libres aient diminué dans les lacs, malgré une augmentation des rejets annuels (Chambers, 1989), une récente analyse paléolimnologique indique que la charge en azote dans les lacs Qu'Appelle a atteint un sommet de tous les temps (Hall *et al.*, 1999). De même, le débit sortant des lacs Fishing affiche un ratio extrêmement faible de l'azote total par rapport au phosphore (2,6:1), ce qui semble indiquer une rétention du phosphore dans les lacs, probablement dans les sédiments. Or de telles conditions maximisent la production primaire (Munroe, 1986). Ces données laissent croire par ailleurs que la production primaire dans les lacs Qu'Appelle serait limitée, non pas par le phosphore, mais par l'azote. Il est donc peu probable que la qualité de l'eau s'améliore, tant qu'il n'y aura pas mise en place d'un procédé d'élimination de l'azote dans la station de traitement des eaux usées de Regina ou élimination du phosphore présent dans les sédiments.

3.1.2.3 Évaluation probabiliste du risque

L'évaluation du risque écologique associé à l'ammoniac, selon la méthode prudente du quotient, indique que les effluents d'eaux usées sont une importante source de toxicité pour les habitats aquatiques. Les résultats obtenus ont identifié trois études de cas où une évaluation probabiliste du risque pouvait être entreprise, compte tenu du caractère relativement complet des données et de la probabilité d'effets négatifs. Ces trois études de cas portent sur les lieux suivants :

1. le port de Hamilton,
2. la rivière Saskatchewan Nord, en aval de la station municipale d'épuration Gold Bar,
3. la rivière Rouge, en aval des trois stations municipales de traitement des eaux usées de Winnipeg.

Ces études de cas sont assez caractéristiques des rejets municipaux d'eaux usées au Canada. Deux portent sur des rivières relativement grosses, mais à débit assez lent, qui alimentent de grandes populations urbaines, et l'autre porte sur des rejets dans un lac où l'échange d'eau est minimal et qui est situé dans une région marquée par un développement urbain intensif. Comme les rejets d'eaux usées diffèrent d'une municipalité à une autre, ces trois études de cas devraient fournir une bonne évaluation probabiliste générale du risque que présente cette source d'ammoniac pour les plans d'eau douce.

3.1.2.3.1 Port de Hamilton

Un vaste échantillonnage a été fait en 1998 (Charlton et Milne, 1999) pour compléter les mesures prises régulièrement à une station située dans le centre du port. Les endroits marqués d'une croix sur la figure 12 représentent les points de rejet des eaux usées dans le port de Hamilton.

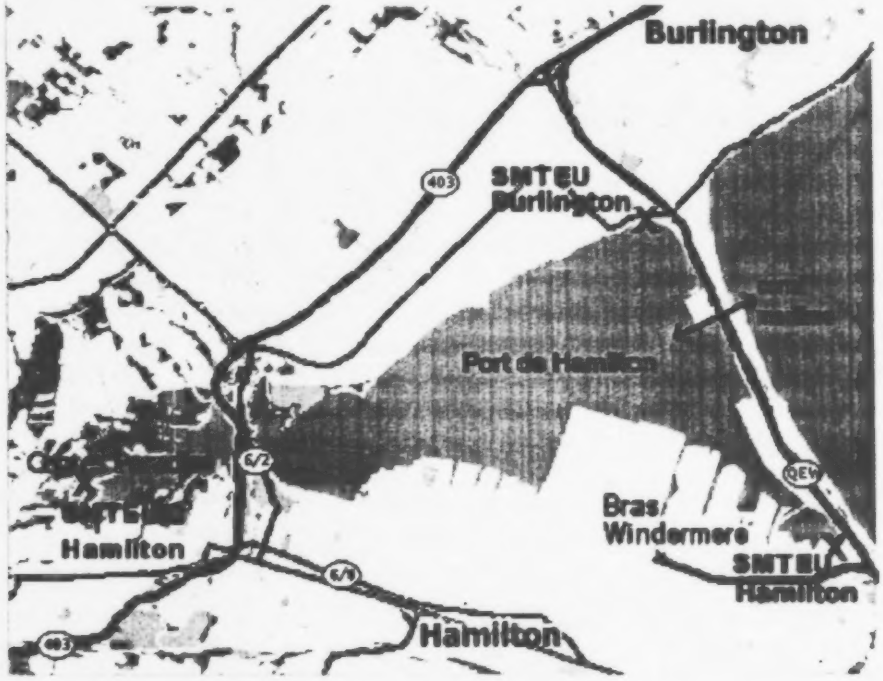


Figure 12 : Port de Hamilton

La figure 13 illustre les fluctuations saisonnières des concentrations d'ammoniac, à la station du centre dans le port de Hamilton, entre 1986 et 1999; durant cette période, des échantillons hebdomadaires ont été prélevés au hasard. On remarque que la concentration maximale en ammoniac mesurée au début du printemps a augmenté au cours des six dernières années. La rapide diminution du taux d'ammoniac qui survient à la fin du printemps et durant l'été est due à l'action des bactéries nitrifiantes qui produisent des nitrates à partir de l'ammoniac total. Durant l'hiver, ce processus de nitrification est fortement réduit, à cause de la sensibilité de la communauté bactérienne aux basses températures; il en résulte donc une accumulation d'ammoniac dans l'eau durant l'hiver.

À mesure que le processus de nitrification consomme l'ammoniac sous l'effet du réchauffement des températures au printemps, il s'ensuit, pour la même raison, une augmentation de la proportion d'ammoniac non ionisé. Parallèlement, la prolifération des algues a pour effet de retirer le dioxyde de carbone de l'eau, ce qui cause une élévation du pH qui entraîne, en retour,

une augmentation de la proportion d'ammoniac non ionisé. Cette hausse de la température et du pH, qui survient à cette période, fait en sorte que les concentrations en ammoniac non ionisé augmentent, même si la concentration en ammoniac total diminue au printemps (Charlton et Milne, 1999).

C'est donc au printemps que l'on observe la concentration maximale en ammoniac et celle-ci dépend du taux de charge en ammoniac (Rodgers *et al.*, 1992). En 1997-1998, toutefois, plusieurs événements inhabituels ont donné lieu à des concentrations en ammoniac inférieures à la normale dans le port (la concentration était en baisse d'environ 0,4 mg/L). Ainsi, l'hiver exceptionnellement doux en 1998 a été suivi d'un printemps relativement chaud, ce qui a eu pour effet d'accroître légèrement la nitrification bactérienne, un procédé qui, en retour, a dégradé une partie de l'ammoniac. Il faut ajouter à cela le fait que la charge provenant de la station de traitement des eaux usées de Woodward, laquelle constitue la principale source d'ammoniac dans le port, a été moins élevée durant l'automne et l'hiver 1997-1998. La charge en ammoniac provenant de l'usine de traitement de Burlington Skyway avait elle aussi été moins élevée que la normale l'hiver précédent, à la suite de l'arrêt des opérations à une usine locale de transformation des aliments. En résumé, les concentrations en ammoniac inférieures à la normales, en 1998, s'expliquent à la fois par la température plus élevée et une charge réduite en ammoniac (Charlton et Milne, 1999) (figure 13).

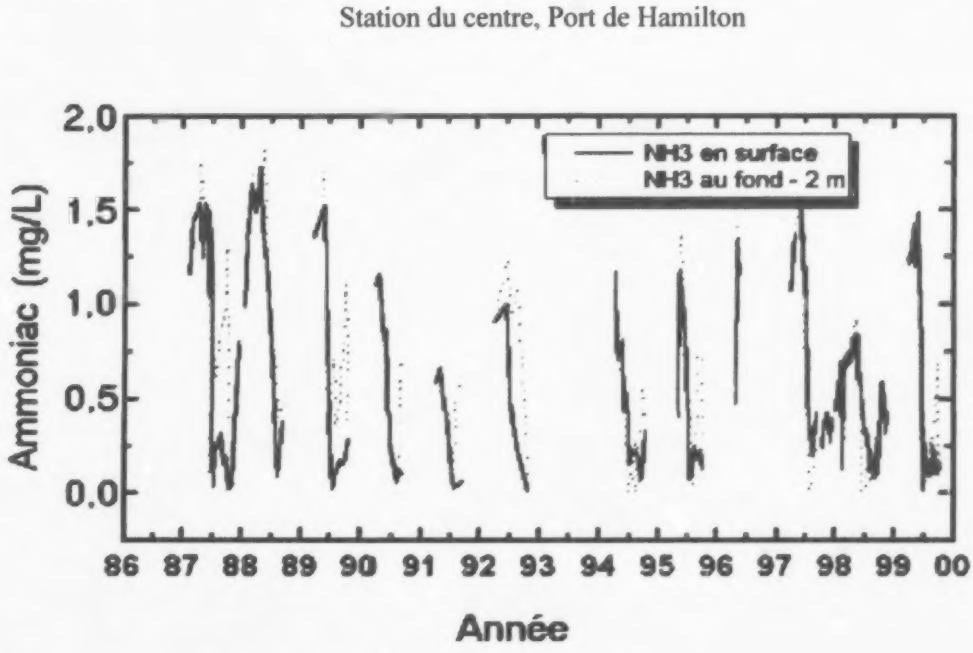


Figure 13 : Fluctuations saisonnières des concentrations en ammoniac (mg/L) à la station du centre, dans le port de Hamilton

Les concentrations en ammoniac non ionisé sont habituellement beaucoup plus élevées dans le bras Windermere qu'ailleurs dans le port (voir la figure 12 pour l'emplacement). Le bras Windermere reçoit l'eau qui provient du bassin de Windermere, dans la partie sud-est du port. La station de traitement des eaux usées de Woodward Avenue rejette ses effluents dans Redhill Creek, à proximité du passage en amont qui mène au bassin de Windermere. Le débit sortant du bassin se compose essentiellement d'eaux usées traitées qui se mélangent à l'eau du ruisseau et aux débordements du réseau d'égouts unitaire. La station de traitement des eaux usées constitue la principale source d'ammoniac dans le débit sortant du bassin (Charlton et Milne, 1999).

Les données recueillies à la station du centre reflètent assez bien la situation générale dans le port. Même si ces données ne correspondent pas toujours à la moyenne du port, elles se situent à mi-chemin entre les valeurs extrêmes des données. Les principales charges en ammoniac se produisent dans les eaux peu profondes à proximité du rivage, de sorte que les taux en ammoniac y seront habituellement plus élevés que dans le centre du port. Au centre du port, la profondeur maximale est d'environ 25 m. Au printemps et à l'été, l'eau se réchauffe en surface, mais moins en profondeur; il y a donc formation de deux couches, car l'eau fraîche en profondeur est plus dense. L'analyse d'échantillons d'eau prélevés à des profondeurs de 1, 3, 5, 7 et 19 m (à la station du centre) indique que les concentrations en ammoniac mesurées à toutes les profondeurs sont similaires jusqu'à la mi-mai. Cependant, sous l'effet du réchauffement en mai, les concentrations commencent à diminuer et c'est dans les eaux plus profondes et plus froides que cette baisse est la plus rapide. Ceci peut sembler paradoxal quand on sait que le taux de nitrification est tributaire de la température. Cependant, cette diminution rapide des concentrations d'ammoniac dans le fond de l'eau est due à une circulation de l'eau en profondeur, qui amène l'eau du lac dans le fond du port, par l'intermédiaire du canal maritime. Ceci a pour effet de diluer et de déplacer une partie de l'ammoniac qui s'y est accumulé durant l'hiver. L'eau de fond à cette période est un refuge potentiel pour le poisson, qui cherche à se protéger contre les concentrations élevées en ammoniac non ionisé. La température relativement basse dans le fond de l'eau favorise également la forme ionisée de l'ammoniac. Vers la fin de juin, toutefois, la concentration en oxygène dissous dans le fond de l'eau devient presque nulle, ce qui en fait un lieu hostile pour le poisson et la plupart des autres organismes supérieurs, lesquels se retrouvent alors sans véritable refuge pour échapper au taux élevé d'ammoniac non ionisé en surface (Charlton et Milne, 1999).

Les concentrations en ammoniac auxquelles sont exposés les organismes ont été établies à partir de l'analyse d'échantillons d'eau prélevés dans le port de Hamilton. Deux sites d'échantillonnage ont été choisis à cette fin, soit : (1) le bras Windermere, où la concentration en ammoniac est généralement la plus élevée dans le port et (2) une station centrale où les concentrations en ammoniac sont représentatives de la situation globale du port (figure 12).

Soixante-huit échantillons ont été prélevés dans le bras Windermere, entre le 31 mars et le 31 août 1998 (Charlton et Milne, 1999) — des concentrations en ammoniac non ionisé variant de 0,003 à 0,63 mg/L y ont été mesurées. Dans la station du centre, 21 échantillons ont été prélevés à une profondeur d'un mètre, entre janvier et le 17 septembre 1998; les concentrations en ammoniac non ionisé qui ont été mesurées à cet endroit sont illustrées à la figure 14 (ces concentrations varient de ≤0,01 à 0,11 mg/L).

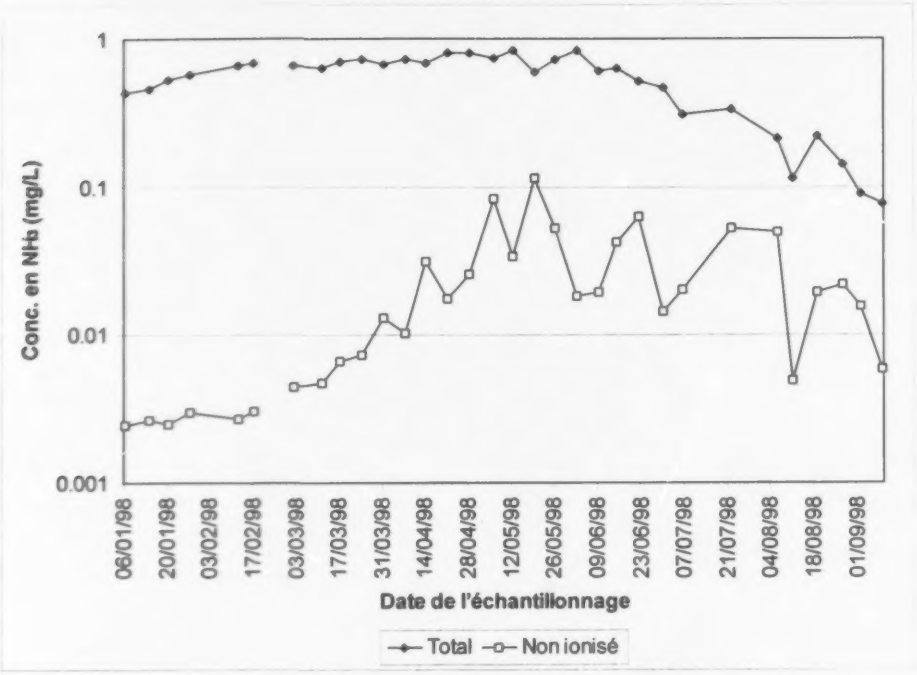


Figure 14 : Concentrations en ammoniac total et en ammoniac non ionisé mesurées à la station du centre, dans le port de Hamilton, à une profondeur de 1 m

Compte tenu des concentrations relativement élevées d'ammoniac et de la durée d'exposition à l'ammoniac dans le port de Hamilton, les risques écologiques ont été déterminés de trois façons. Premièrement, la VCT aiguë à court terme a été utilisée pour évaluer le risque pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) séjournant dans le bras Windermere pendant une courte période de temps; la VCT aiguë a ensuite été utilisée pour évaluer le risque de létalité pour les organismes présents dans le port et exposés à des concentrations périodiquement élevées. Enfin, la VCT chronique a été utilisée pour évaluer les risques associés à une exposition à des concentrations moyennes durant une longue période. Craig (1999) a analysé les données publiées sur la toxicité de l'ammoniac pour la truite, après une exposition à de fortes concentrations pendant une courte période. Dans le cas de l'ammoniac non ionisé, la CL_{50} après 12 heures a été de 0,74 mg/L et la CL_{10} a été de 0,074 mg/L.

Craig (1999) a également analysé les données sur la CL_{50} pour l'ammoniac, en utilisant la méthode de régression logistique mise au point par la *Water Environment Research Foundation* (WERF, 1996) pour l'analyse des données de toxicité sur une communauté. En théorie, une concentration de 0,29 mg de NH_3/L entraînerait la destruction de 50 % des organismes les plus sensibles, eux-mêmes représentant 5 % de la communauté aquatique. Cette valeur correspond à peu près au plus faible niveau qui produit un effet aigu, selon les données citées dans la documentation sur les espèces d'eau douce.

Les données sur la toxicité sublétale de l'ammoniac ont elles aussi été analysées par la méthode de régression de la WERF. À une concentration en ammoniac non ionisé supérieure à 0,041 mg/L, 5 % des espèces dans la communauté exposée présenteraient une réduction de 20 % de leur taux de croissance ou de leur capacité de reproduction. Cette valeur est elle aussi juste en deçà du plus faible niveau produisant un effet chronique chez les espèces d'eau douce (tableau 6).

La figure 15 illustre l'analyse du risque associé à l'ammoniac présent dans le bras Windermere, dans le port de Hamilton. Parmi les échantillons hebdomadaires prélevés dans le bras Windermere, en 1998, on a observé une faible probabilité (<4 %) que les concentrations en ammoniac non ionisé dépassent la VCT aiguë (0,29 mg/L - CL_{50} après 96 heures). Les concentrations en ammoniac n'ont jamais atteint un taux aussi élevé dans le reste du port. Par ailleurs, 18 % des échantillons avaient des concentrations en ammoniac non ionisé supérieures à la VCT aiguë à court terme pour la truite (CL_{10} après 12 heures), qui est de 0,074 mg/L, et 45 % avaient une concentration supérieure à la VCT chronique (CE_{20} agissant sur la croissance ou la reproduction) de 0,041 mg/L (figure 15).

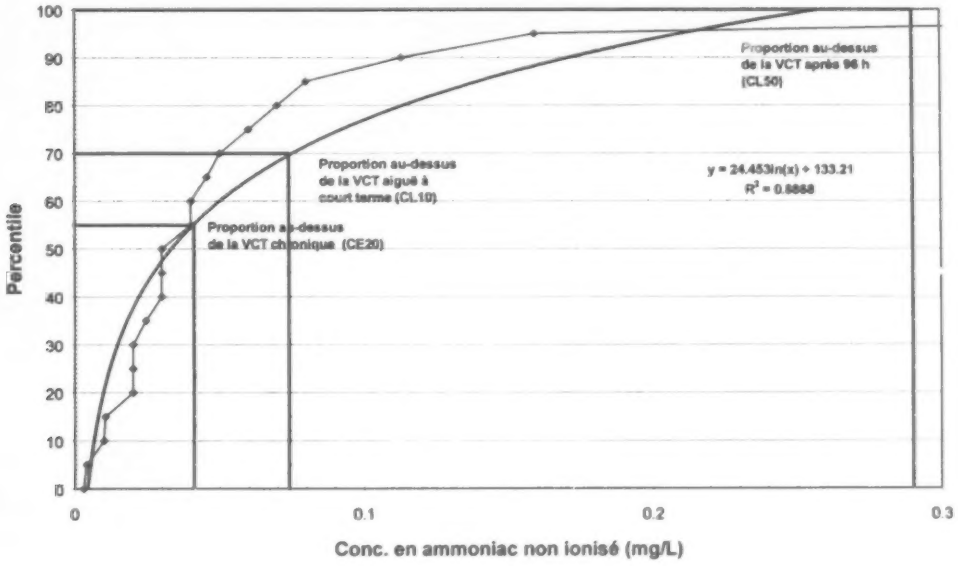


Figure 15 : Concentration en ammoniac non ionisé dans le bras Windermere, dans le port de Hamilton

Pour cette analyse, nous supposons que la concentration dans les échantillons hebdomadaires se rapproche des concentrations moyennes en ammoniac après 96 heures et que la courbe logarithmique illustrée à la figure 15 reflète assez bien le pourcentage réel de temps durant lequel le poisson est exposé à une concentration donnée ($R^2 = 0,89$). Cette courbe indique qu'il est peu probable que les concentrations en ammoniac dans le bras Windermere soient létales pour 50 % des espèces sensibles de poissons qui séjournent à cet endroit pendant 96 heures. Cependant, 30 % du temps, les concentrations en ammoniac pourraient entraîner la mort de 10 % d'une population de truites arc-en-ciel passant 12 heures à cet endroit. Enfin, 45 % du temps, les

concentrations en ammoniac non ionisé mesurées dans le bras Windermere provoqueraient une réduction de 20 % de la croissance ou de la reproduction chez les organismes les plus sensibles y séjournant durant une période prolongée.

Comme les conditions au site d'échantillonnage central dans le port de Hamilton étaient assez similaires à celles observées aux autres stations dans le port (Charlton et Milne, 1999), ce site a été utilisé pour estimer les effets de l'ammoniac dans le reste du port. Là encore, on présume que les temps d'échantillonnage équivalent à peu près aux périodes d'exposition et que la courbe logarithmique illustrée à la figure 16 représente à peu près le pourcentage de temps réel auquel le poisson est exposé à une concentration donnée ($R^2 = 0,95$). Les conditions dans le reste du port de Hamilton ne sont pas aussi toxiques que dans le bras Windermere et aucun de ces échantillons n'a présenté une concentration atteignant la VCT aiguë après 96 heures (0,29 mg/L). La figure 16 indique toutefois que 8 % des échantillons contenaient des concentrations en ammoniac non ionisé supérieures à la VCT aiguë à court terme pour la truite (CL_{10} — 0,074 mg/L) et que 36 % dépassaient la VCT chronique (CE_{20} — 0,041 mg/L).

Ces résultats signifient que, 8 % du temps, les concentrations en ammoniac non ionisé dans le port de Hamilton causeraient vraisemblablement la mort de 10 % d'une population de truites arc-en-ciel y séjournant pendant au moins 12 heures et que, 36 % du temps, les concentrations en ammoniac non ionisé entraîneraient une réduction de 20 % de la croissance ou de la reproduction, chez les espèces les plus sensibles dans le port.

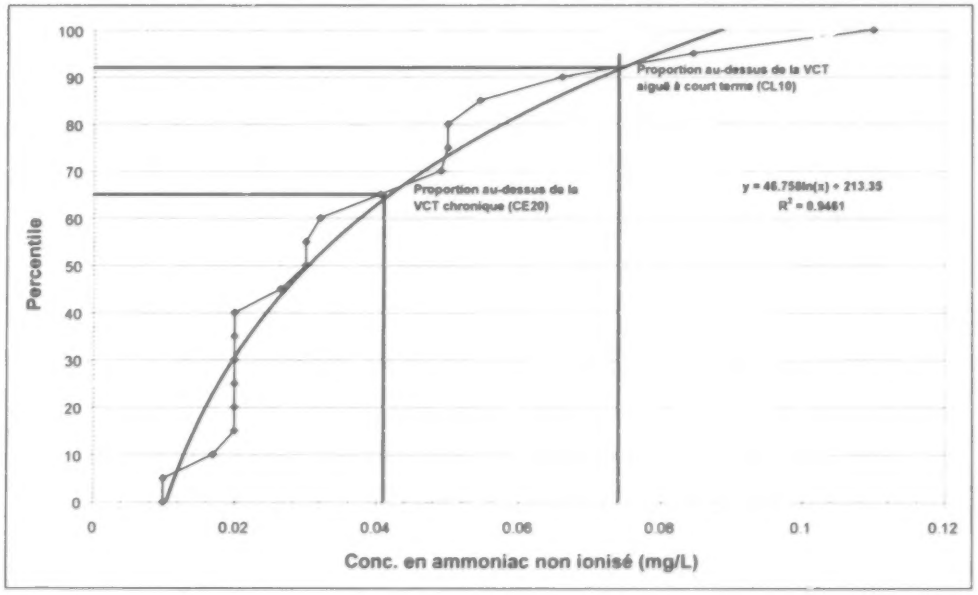


Figure 16 : Courbe de risque pour l'ammoniac non ionisé à la station du centre, port de Hamilton

En résumé, dans bien des sites d'échantillonnage du port de Hamilton, des concentrations en ammoniac non ionisé atteignant jusqu'à 0,11 mg/L ont été mesurées en 1998. De plus, les concentrations en ammoniac non ionisé dans d'autres segments du port étaient supérieures à celles généralement sans danger pour les organismes aquatiques. Il convient par ailleurs de préciser que les concentrations en ammoniac ont été anormalement basses, en 1998. Enfin, le site d'échantillonnage situé dans le centre du port reflète assez bien les conditions qui existent ailleurs dans le port, mais sous-estimerait les concentrations en ammoniac dans les eaux peu profondes (Charlton et Milne, 1999).

On conclut que les concentrations en ammoniac non ionisé dans la station du centre du port de Hamilton et dans le bras Windermere sont suffisamment élevées pour causer des effets sublétaux significatifs chez les organismes sensibles qui séjourneraient normalement dans ces eaux. On peut également s'attendre à ce que, pendant de courtes périodes, les concentrations en ammoniac non ionisé produisent des effets létaux aigus chez une partie de la population de truites arc-en-ciel dans le port.

3.1.2.3.2 Rivière Saskatchewan Nord

Les mesures directes de la concentration en ammoniac dans la rivière Saskatchewan Nord montrent qu'il existe une zone de toxicité potentielle, qui se situe en aval du point de rejet des effluents d'eaux usées de la ville d'Edmonton. Les données qui ont servi à cette étude n'ont été recueillies qu'à une seule période (septembre 1993), mais elles portent sur un large tronçon de la rivière. Bien qu'utile pour valider la modélisation de la dispersion du panache selon le modèle CORMIX, la présente étude n'a toutefois pu être utilisée pour déterminer adéquatement les risques pour les organismes aquatiques.

Une évaluation des données de surveillance recueillies sur le terrain pour la rivière Saskatchewan Nord a révélé en effet que les données étaient insuffisantes pour élaborer une fonction cumulative de densité d'exposition. Nous avons donc utilisé à la place le modèle CORMIX pour estimer les taux d'ammoniac non ionisé, à diverses distances en aval de la station de traitement des eaux usées. Des analyses initiales réalisées avec le modèle CORMIX avaient indiqué que les taux en ammoniac dans la rivière Saskatchewan Nord sont habituellement à leur maximum en août; l'évaluation visant à estimer l'exposition et les risques a donc porté sur ce mois. Comme le modèle CORMIX n'est pas un modèle de distribution, des fonctions cumulatives de densité (FCD) d'exposition ont été élaborées suivant la méthode décrite à l'annexe D. La figure 17 présente un exemple de la FCD d'exposition pour la rivière Saskatchewan Nord, à 1 km en aval de la station Gold Bar. Cette fonction indique la probabilité qu'une concentration précise d'ammoniac soit dépassée. Si l'on examine, par exemple, les concentrations en ammoniac dans la partie inférieure de la courbe, on constate qu'il existe une probabilité de 28 % que les concentrations en ammoniac soient supérieures à 0,02 mg/L, à 1 km de l'exutoire.

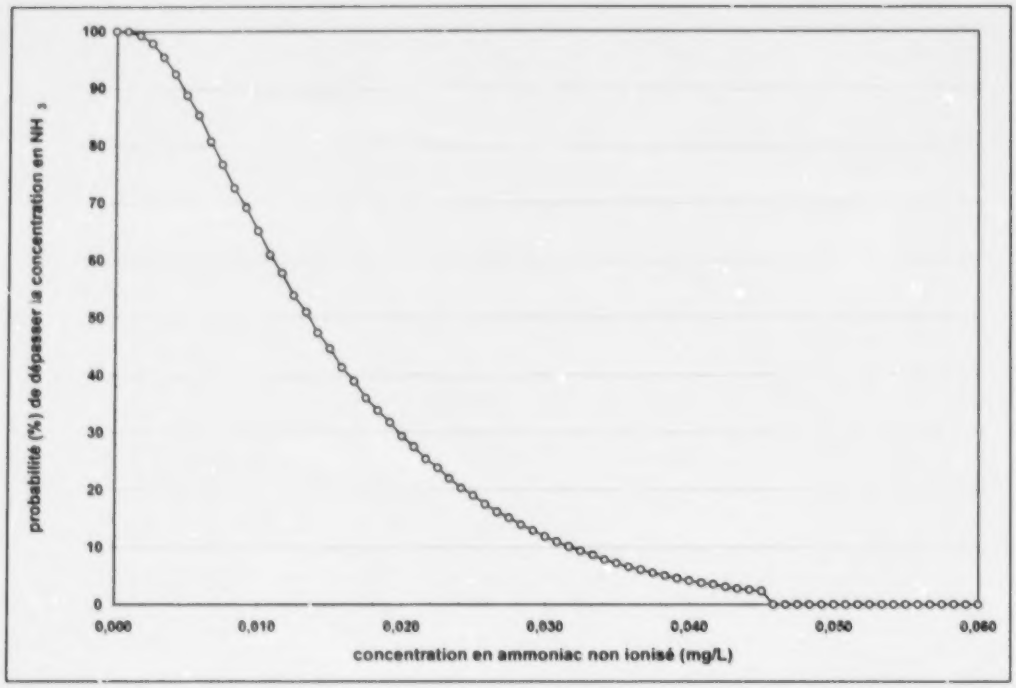


Figure 17 : Fonction cumulative de densité des concentrations en NH_3, en août, à 1 km, au centre du panache, dans la rivière Saskatchewan Nord

Une courbe de risque a été établie pour chaque distance en aval de l'usine de traitement des eaux usées sur la rivière Saskatchewan Nord, en combinant la FCD d'exposition et la relation concentration-effet, en fonction du pourcentage du biote atteint (obtenu à partir de la caractérisation des effets). Pour ce faire, on a calculé la concentration en ammoniac non ionisé qui cause des effets chez 1 à 99 % des espèces, par tranche d'augmentation de 1 %. Chaque concentration produisant un effet a ensuite été comparée à la FCD appropriée, pour déterminer la proportion des valeurs d'exposition excédant la concentration causant un effet. Comme la totalité des valeurs d'exposition étaient supérieures à la concentration sans effet, chaque courbe de risque part de 100 % en ordonnée. Les courbes de risque ont été établies pour la concentration au centre du panache, à des distances de 1, 2, 5, 10, 15 et 20 km en aval de la station de traitement des eaux usées.

Les courbes de risque illustrées aux figures 18 à 23 indiquent que, comme prévu, les effets sur les organismes aquatiques dans la rivière Saskatchewan Nord diminuent à mesure que l'on progresse en aval de l'exutoire. La figure 18, par exemple, montre qu'à une distance de 1 km en aval il existe une probabilité de 92,2 % qu'au moins 5 % des espèces affichent une réduction de 20 % de la croissance ou des fonctions reproductrices. À 20 km en aval, cette probabilité est de 9,8 % (figure 23).

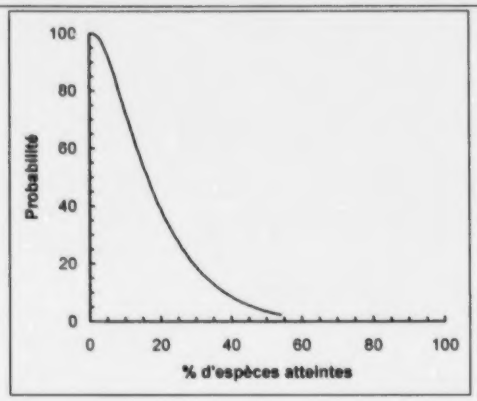


Figure 18 : 1 km

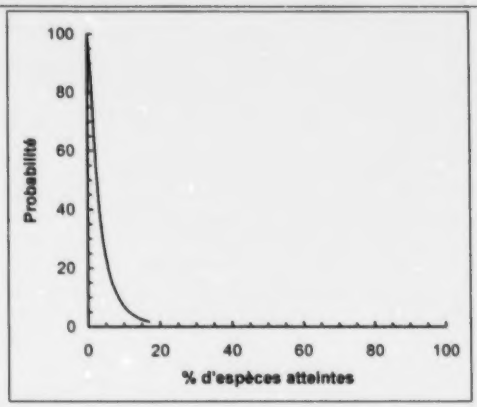


Figure 21 : 10 km

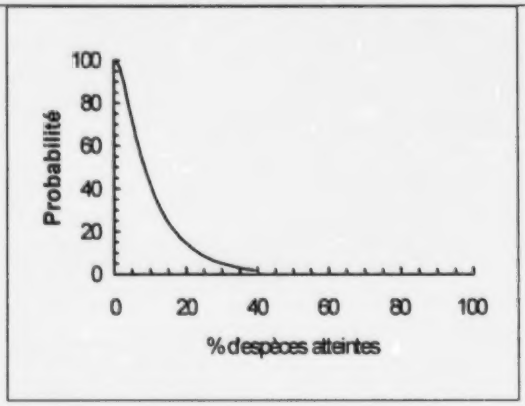


Figure 19 : 2 km

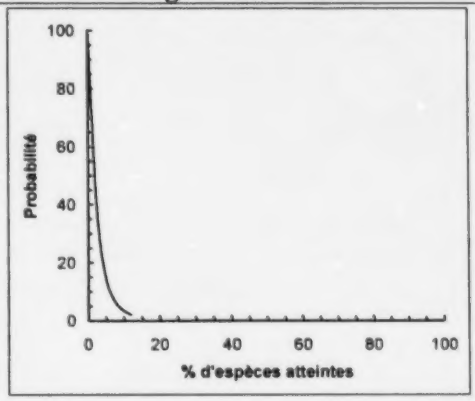


Figure 22 : 15 km

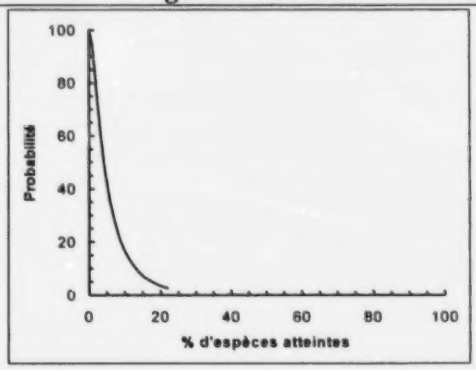


Figure 20 : 5 km

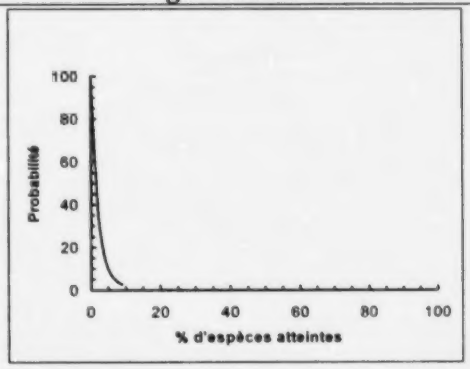


Figure 23 : 20 km

Figures 18 à 23 : Courbes de risque à des distances de 1 à 20 km en aval de la station de traitement des eaux usées sur la rivière Saskatchewan Nord

Le tableau 12 indique les probabilités qu'un effet se produise (réduction d'au moins 20 % de la croissance ou des fonctions reproductrices) chez une proportion variable de la communauté aquatique, à chaque distance en aval de la station de traitement des eaux usées, durant le mois d'août. Ce tableau montre que la probabilité qu'un effet toxique précis se produise diminue à mesure que la proportion des espèces envisagées augmente. À une distance de 5 km, par exemple, il existe une probabilité de 42 % qu'un effet se produise chez 5 % ou plus des espèces, mais cette probabilité est nulle lorsqu'on envisage 25 % et plus des espèces.

Tableau 12 : Risque d'atteinte des espèces à une distance de 1 à 20 km en aval de la station de traitement des eaux usées, sur la rivière Saskatchewan Nord, en août

Distance de la station (km)	Prob. que 5 % des espèces soient atteintes	Prob. que 10 % des espèces soient atteintes	Prob. que 15 % des espèces soient atteintes	Prob. que 20 % des espèces soient atteintes	Prob. que 25 % des espèces soient atteintes	Prob. que 50 % des espèces soient atteintes
1	92	73	54	34	29	4
2	73	42	24	15	9	0
5	42	17	7	4	0	0
10	24	7	3	0	0	0
15	14	3	0	0	0	0
20	10	0	0	0	0	0

La figure 24 illustre le gradient d'impacts dans le panache, pour 5 % des espèces.

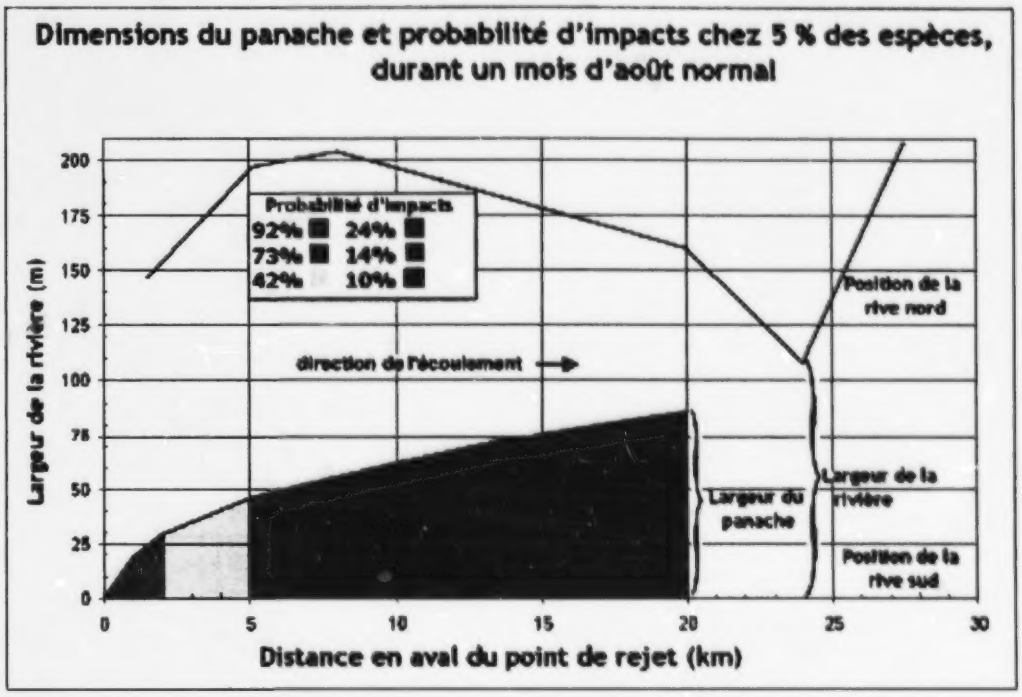


Figure 24 : Probabilité d'impacts dans la rivière Saskatchewan Nord

Cette analyse consiste toutefois en une estimation prudente des risques pour le biote aquatique dans la rivière Saskatchewan Nord, pour le mois où l'impact est maximal. L'incertitude liée à la quantification du risque associé à l'ammoniac est examinée à la section 3.1.2.4.

La documentation complémentaire compare l'exactitude des prévisions établies à partir du modèle CORMIX aux mesures prises sur le terrain (Environnement Canada, 2000). Les résultats de cet exercice de validation indiquent que les écarts les plus grands, entre les valeurs modélisées et les valeurs mesurées, se produisent dans le premier kilomètre du panache. Ainsi, de l'exutoire jusqu'à une distance de 1 000 m, l'exactitude des prévisions varie de 95 % à 40 % des valeurs mesurées, et aucune tendance particulière ne ressort. L'exactitude des prévisions s'améliore à mesure que l'on s'éloigne en aval, leur degré d'exactitude atteignant 98 % à 5 300 m. Même si la zone située dans le champ proche présente moins d'intérêt que la zone éloignée, pour ce qui est de l'évaluation des risques dans la rivière Saskatchewan Nord, il est important de savoir que le modèle CORMIX sous-estime de façon significative la concentration en ammoniac dans les premiers 1 000 m.

Selon cette analyse, les rejets d'ammoniac durant l'été, dans les effluents d'eaux usées provenant du réseau d'égouts d'Edmonton, présentent un risque significatif d'effets écologiques. Aux fins du présent rapport d'évaluation, un effet chronique s'entend d'une diminution de 20 %

du taux de croissance ou des fonctions reproductrices. L'importance des effets peut être quantifiée dans la matrice des probabilités d'impact en fonction de la distance en aval de l'exutoire (tableau 12); ceci nous permet de prévoir qu'il existe un risque de 42 % qu'un effet chronique se manifeste chez 5 % ou plus des espèces d'eau douce dans la rivière Saskatchewan Nord, à 5 km en aval du point de rejet. On peut pousser encore plus loin ces prévisions et dire qu'il existe un risque de 10 % qu'un tel effet se produise dans un panache de 20 km de longueur et de 80 m de largeur. Les effets potentiels risquent peu d'être aussi significatifs durant les autres mois et très peu d'effets sont prévus entre novembre et mai.

À noter en terminant que la ville d'Edmonton s'est engagée à réduire, d'ici l'an 2005, la concentration en ammoniac dans ses effluents à 5 mg/L durant l'été et à 10 mg/L durant l'hiver (Sawatzky, 1999).

3.1.2.3.3 Rivière Rouge

Le processus mis en place en vue de déceler les fortes concentrations en ammoniac dans les rivières du pays a permis d'identifier le tronçon de la rivière Rouge, en aval de Winnipeg, comme une des rivières potentiellement contaminées (voir la documentation complémentaire technique [Environnement Canada, 2000]). Parmi les échantillons analysés par la province du Manitoba entre 1988 et 1997, 27 % avaient une concentration supérieure au critère de présélection (0,02 mg de NH_3 non ionisé/L). Ce site est situé sur la rivière Rouge, à Selkirk, en aval du barrage de Lockport. La ville de Winnipeg surveille la qualité de l'eau à ce barrage et 10 % des échantillons prélevés avaient une concentration supérieure à la VCT chronique (0,04 mg d'ammoniac non ionisé/L). Ces chiffres ont justifié la conduite d'un examen détaillé des données provenant de la ville de Winnipeg (données obtenues de R. Ross du Laboratoire de chimie, Centre de lutte contre la pollution de l'eau de la ville de Winnipeg).

Winnipeg exploite trois stations de traitement des eaux usées, dont deux sont situées sur la rivière Rouge (soit les stations South End Water Pollution Control Centre – SEWPCC et North End Water Pollution Control Centre – NEWPCC) et la troisième se trouve sur la rivière Assiniboine (WEWPCC – West End Water Pollution Control Centre). L'exercice préalable réalisé à l'aide du modèle CORMIX a permis de déterminer que les stations nord (NEWPCC) et ouest (WEWPCC) étaient susceptibles de causer des problèmes (figure 25).

La station située à l'extrémité ouest est la plus petite des trois et elle rejette dans la rivière Assiniboine, près des limites ouest de la ville, des effluents ayant subi un traitement secondaire. La station sud est située dans la partie sud de la ville (St. Vital), sur la rivière Rouge; il s'agit de la deuxième station en importance, quant au volume des eaux d'égout qui y sont traitées.

La station nord est la plus grosse station d'épuration de la ville de Winnipeg; celle-ci rejette ses effluents dans la rivière Rouge, à environ 24 km en aval de sa confluence avec la rivière Assiniboine, près des limites nord de la ville. Le barrage de Lockport, situé à 20 km en aval, refoule l'eau vers Winnipeg, de sorte que la rivière a une largeur moyenne de 175 m et une profondeur moyenne de 3,5 m, à faible débit. Comme la rivière est relativement profonde et que le courant y est faible, il s'y produit un faible brassage vertical, mais un brassage rapide à

l'horizontale. La rivière Rouge offre un taux de dilution relativement faible lorsque le brassage est maximal, ce taux variant d'environ 11:1 à 69:1 à des débits respectivement faible et moyen.

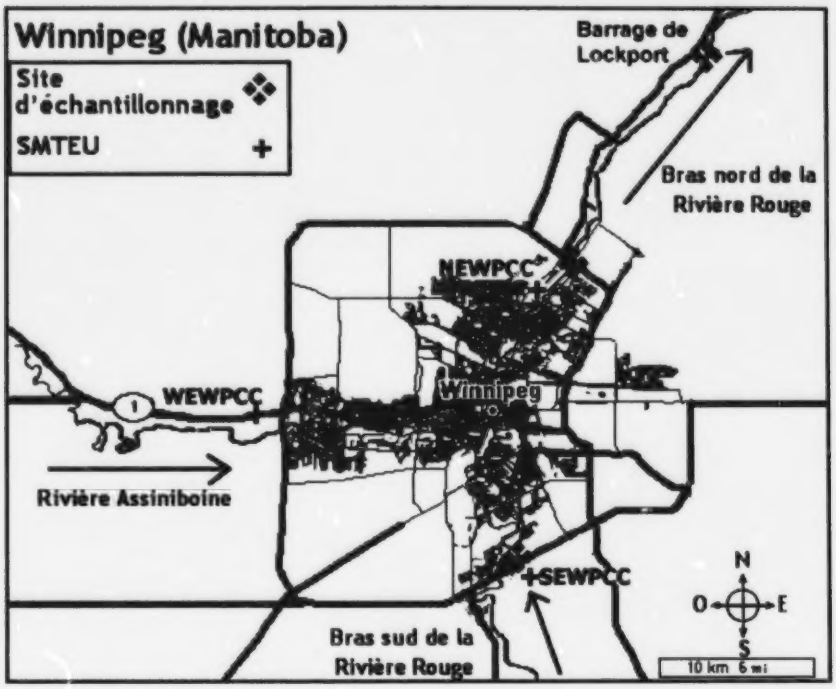
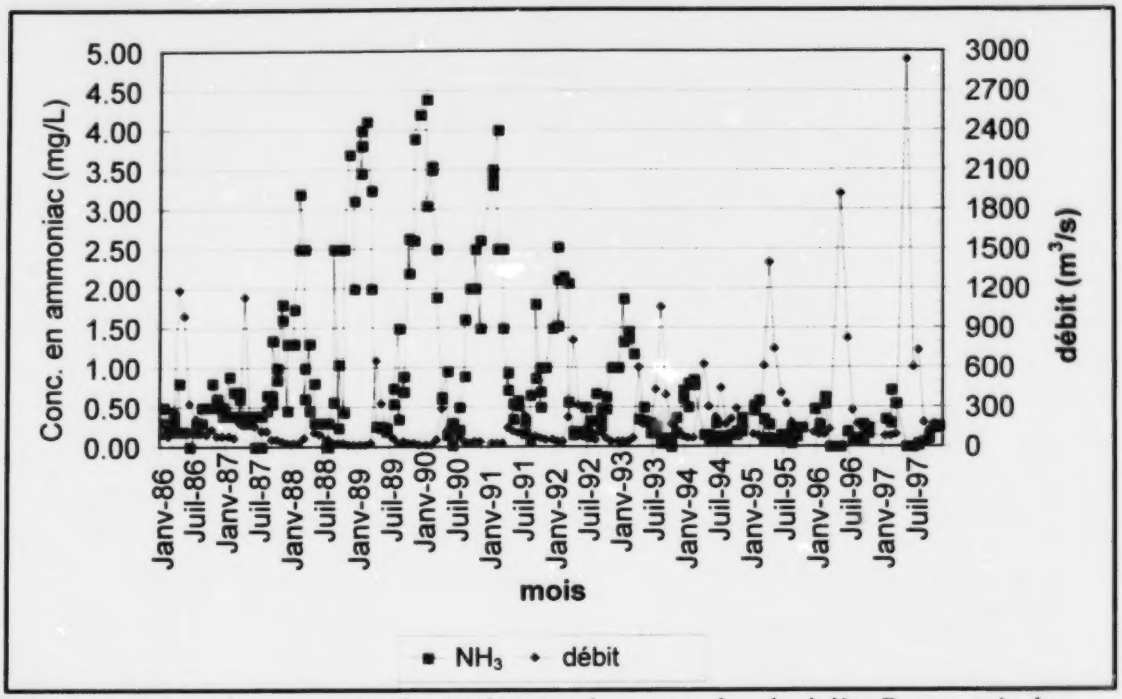


Figure 25: Stations de traitement des eaux usées de Winnipeg et sites d'échantillonnage

La ville de Winnipeg surveille les concentrations en ammoniac à quatre endroits, soit : (1) sur la rivière Assiniboine, au Main Street Bridge à Winnipeg; (2) sur la rivière Rouge au barrage de Lockport au nord de la ville; (3) au Perimeter Bridge, juste au nord de la station nord et (4) au pont de Fort Garry, en aval de la station sud de Winnipeg.

Comme l'illustre la figure 26, les concentrations en ammoniac total ont varié considérablement au barrage de Lockport au cours des 20 dernières années, tandis qu'elles ont peu changé aux trois stations de traitement des eaux usées. La ville de Winnipeg n'a pas modifié ses procédés de traitement des eaux usées durant la période (1986 à 1997) sur laquelle portent les données indiquées à la figure 26 (Ross, 1998). Une comparaison entre les données sur le débit de la rivière Rouge et la concentration en ammoniac total au barrage de Lockport indique une faible corrélation négative (-0,34).

Quelques tendances distinctes ressortent de l'analyse des débits et des concentrations en ammoniac total, la principale étant que le débit et la concentration en ammoniac total fluctuent de façon périodique. Le débit est ainsi maximal au printemps, tandis que la concentration en ammoniac total culmine à la fin de l'été. Par ailleurs, entre 1988 et 1991, les fortes concentrations en ammoniac ont été associées à un faible débit, tandis qu'entre 1995 et 1997 de faibles concentrations ont été associées à un fort débit.



Débits et concentrations en ammoniac total mensuels moyens dans la rivière Rouge, près du barrage de Lockport, de 1986 à 1997

Figure 26 : Moyennes mensuelles du débit et de la concentration en ammoniac total dans la rivière Rouge

Les concentrations les plus élevées en ammoniac dans la rivière Rouge se produisent entre août et novembre. C'est donc cette période qui a été choisie pour estimer les risques pour le biote aquatique. Comme on se préoccupe principalement des effets chroniques, le mois est la période de temps qui convient ici pour estimer l'exposition (bon nombre des essais de toxicité chronique chez le poisson sont d'une durée d'environ un mois). Dans un scénario évaluant l'exposition chronique, les fortes expositions qui se produisent certains jours ont tendance à être compensées par de faibles expositions à d'autres jours, de telle sorte que l'exposition globale tend vers une certaine mesure centrale. En ce qui a trait aux concentrations en ammoniac dans l'eau, la moyenne géométrique est la mesure centrale qui convient, car la distribution sous-jacente des concentrations de contaminants dans l'environnement est habituellement log-normale (Ott, 1995). L'établissement des FCD d'exposition à l'ammoniac (c.-à-d. la probabilité de se trouver à l'intérieur d'un intervalle d'exposition en regard de la concentration en ammoniac) exige également une mesure de la dispersion autour de la moyenne géométrique de la concentration en ammoniac. Comme on s'intéresse ici aux expositions chroniques, la mesure de dispersion ne doit pas être utilisée pour estimer la variation quotidienne, mais servir plutôt à refléter la variabilité annuelle de la moyenne mensuelle. Étant donné que les procédures de traitement des eaux usées et les conditions du milieu récepteur ont peu changé au cours de la dernière décennie, les données de surveillance à long terme ont été utilisées pour prévoir les expositions possibles dans l'avenir;

en d'autres mots, la variation dans les moyennes géométriques mensuelles des 11 dernières années peut être utilisée pour estimer la variation future. Des FCD ont donc été établies pour chaque station d'échantillonnage et chaque mois, selon la méthode décrite à l'annexe E.

Entre 1986 et 1993, les concentrations en ammoniac non ionisé, au barrage de Lockport situé à environ 20 km au nord de la ville (figure 25), ont dépassé la VCT durant la plupart des mois compris entre juillet et janvier (figure 27, échantillons prélevés au hasard chaque semaine). Ces résultats diffèrent du profil observé dans la station nord, en amont. Au barrage de Lockport, les périodes durant lesquelles il y a dépassement de la VCT peuvent se produire autant en périodes de débit élevé que de faible débit. Les mois de fortes concentrations vont de juillet parfois jusqu'à janvier et ceci pourrait être lié à l'effet du barrage sur le débit de la rivière Rouge à cet endroit.

Ces données semblent indiquer que le débit de la rivière Rouge est un facteur qui a une grande incidence sur les taux élevés d'ammoniac observés en aval de Winnipeg. Le barrage de Lockport crée un secteur d'eaux calmes sur une distance de quelque 20 km de Winnipeg. L'effet combiné du pH modérément élevé (habituellement supérieur à 8) et des températures élevées dans la rivière Rouge fait en sorte que la concentration en ammoniac non ionisé dépasse 0,04 mg/L. La ville de Winnipeg a fourni suffisamment d'informations tirées de son programme de surveillance de la qualité de l'eau pour procéder à une analyse de la probabilité d'impacts.

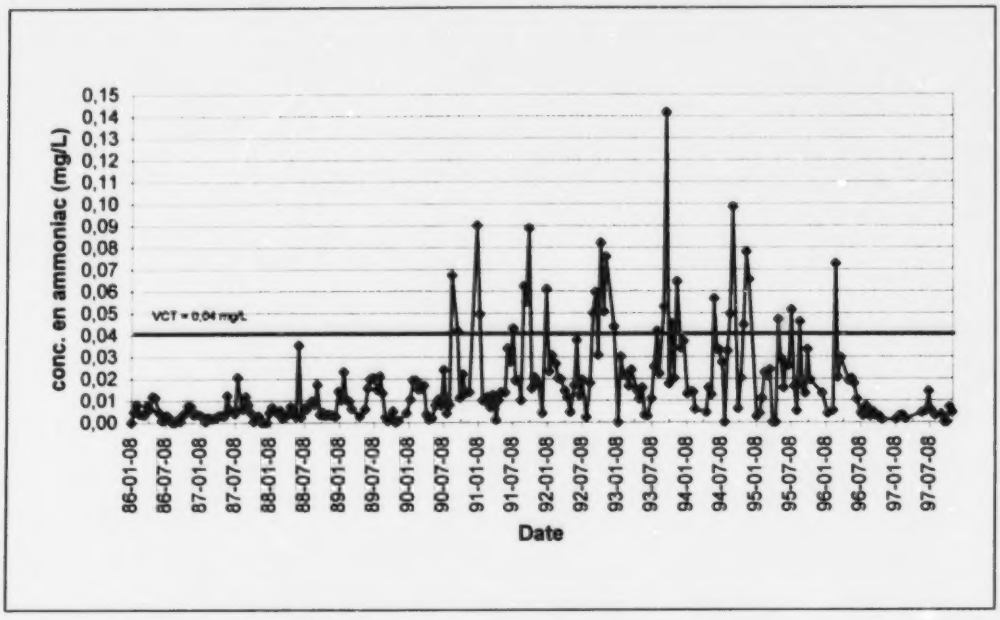


Figure 27: Concentrations en ammoniac non ionisé dans la rivière Rouge, au barrage de Lockport, au nord de Winnipeg

Pour chacune des quatre stations d'échantillonnage et pour chaque mois à l'étude, une courbe de risque a été établie en combinant la FCD d'exposition (selon la caractérisation de l'exposition) et la courbe concentration-effet (d'après la caractérisation des effets). Pour ce faire, on a calculé la concentration en ammoniac non ionisé causant des effets chez 1 % à 99 % des espèces, par tranche d'augmentation de 1 %. Une comparaison a ensuite été faite entre chaque concentration produisant un effet et la FCD appropriée, afin de déterminer la proportion des valeurs d'exposition supérieures à la concentration produisant un effet. La totalité des valeurs d'exposition étant supérieures à la concentration sans effet, chaque courbe de risque part de 100 % en ordonnée; ces courbes de risque sont illustrées aux figures 28 à 43. Un critère de comparaison utile entre les courbes de risque est celui de la probabilité qu'au moins 5 % des espèces soient atteintes par l'ammoniac présent dans la rivière; au barrage de Lockport, par exemple, il existe une probabilité de 24,4 % que la croissance ou la reproduction soit inhibée à 20 % chez au moins 5 % des espèces, en août.

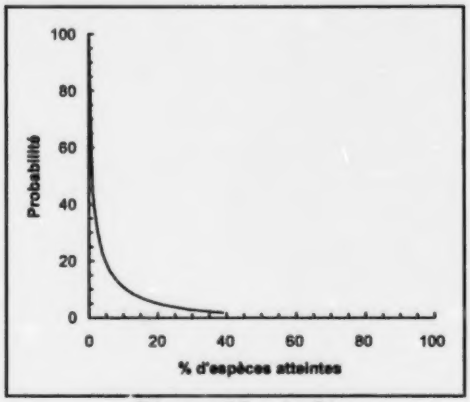


Figure 28 : Août

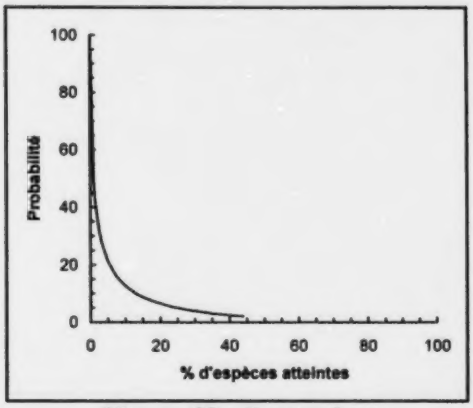


Figure 29 : Septembre

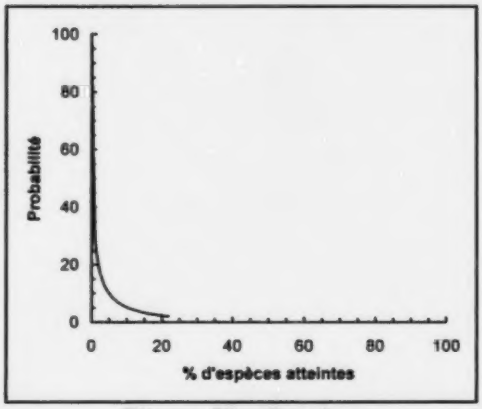


Figure 30 : Octobre

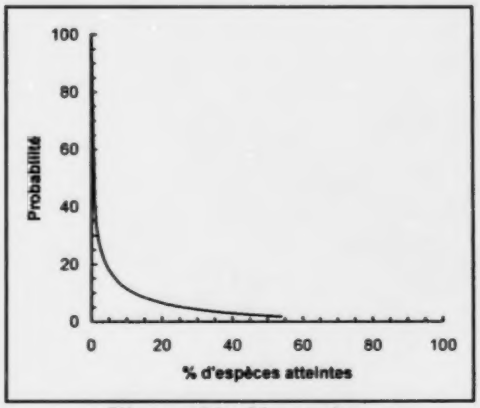


Figure 31 : Novembre

Figures 28 à 31 : Courbes de risque à Fort Garry, rivière Rouge

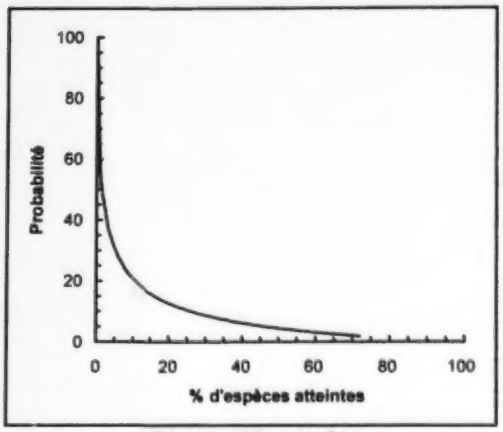


Figure 32 : Août

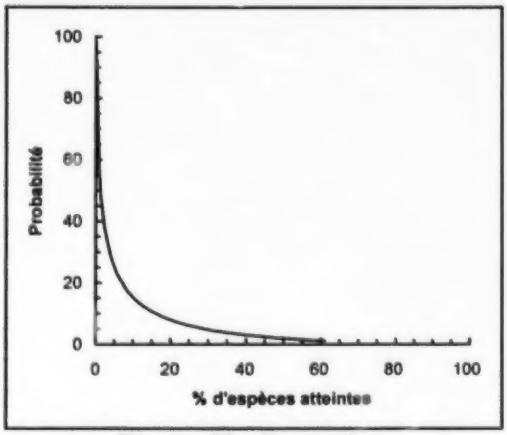


Figure 33 : Septembre

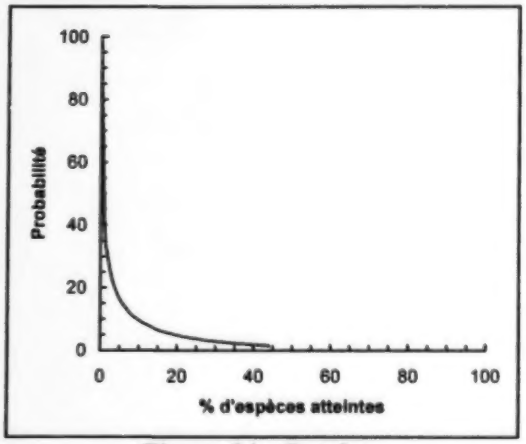


Figure 34 : Octobre

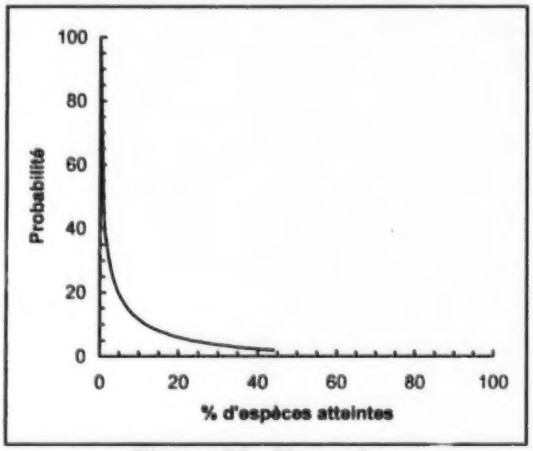


Figure 35 : Novembre

Figures 32 à 35 : Courbes de risque au Perimeter Bridge, rivière Rouge

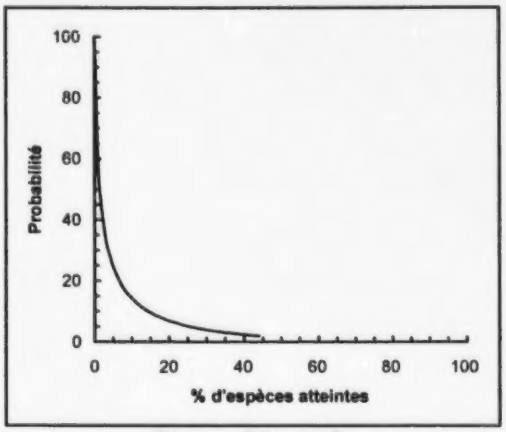


Figure 36 : Août

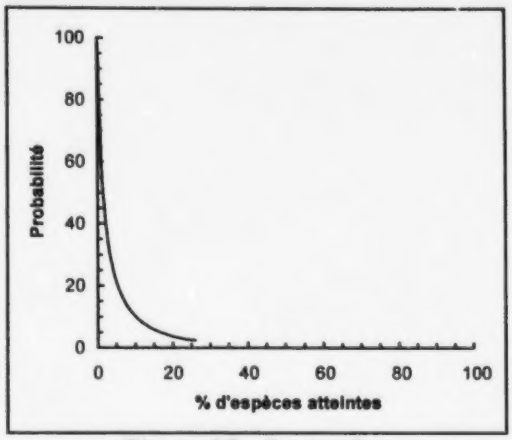


Figure 37 : Septembre

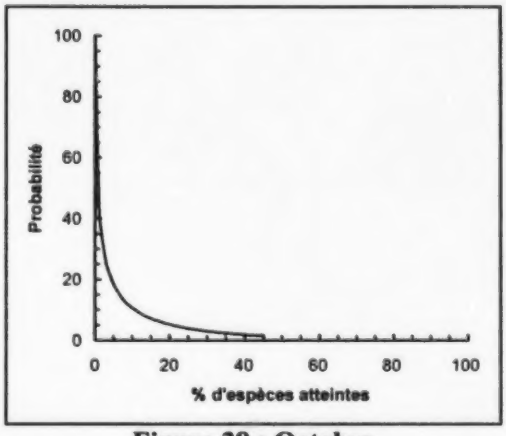


Figure 38 : Octobre

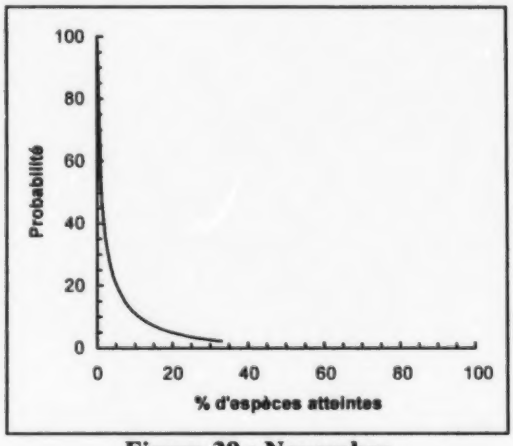


Figure 39 : Novembre

Figures 36 à 39 : Courbes de risque au barrage de Lockport, rivière Rouge

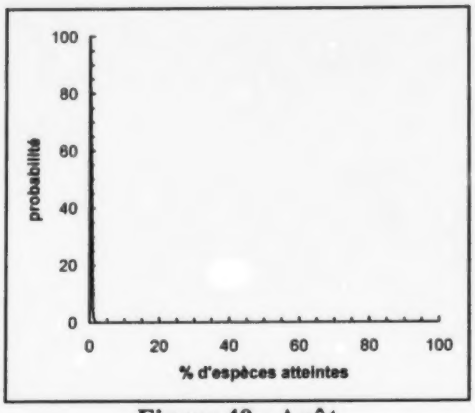


Figure 40 : Août

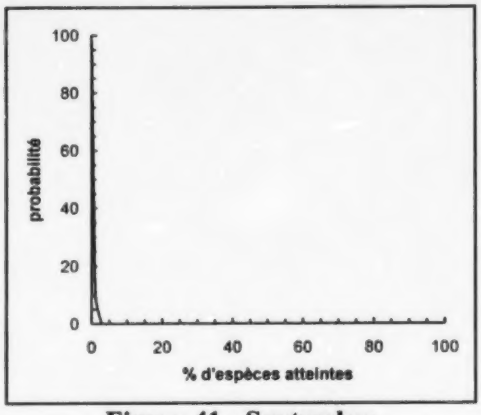


Figure 41 : Septembre

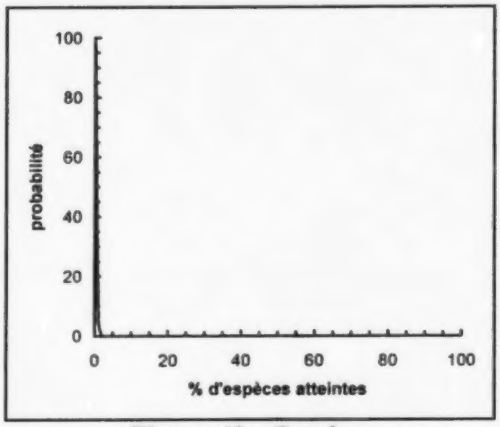


Figure 42 : Octobre

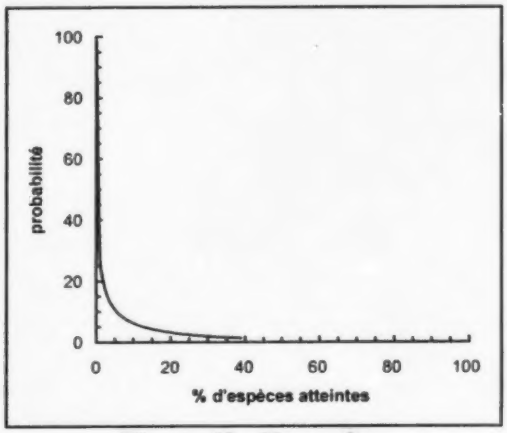


Figure 43 : Novembre

Figures 40 à 43 : Courbes de risque au Main Street Bridge, rivière Assiniboine

Le tableau 13 indique les probabilités qu'un effet se produise (réduction de 20 % de la croissance ou de la capacité de reproduction) chez une proportion variable de la communauté aquatique, à chacun des mois visés, aux quatre sites d'échantillonnage sur les rivières Assiniboine et Rouge.

Tableau 13 : Probabilité d'impacts aux quatre sites autour de Winnipeg

Mois	Probabilité que 5 % des espèces soient atteintes	Probabilité que 10 % des espèces soient atteintes	Probabilité que 15 % des espèces soient atteintes	Probabilité que 20 % des espèces soient atteintes	Probabilité que 25% des espèces soient atteintes
Rivière Rouge — Pont de Fort Garry					
Août	19	11	7	5	4
Septembre	21	13	9	7	5
Octobre	10	5	3	2	0
Novembre	18	11	8	7	5
Rivière Rouge — North Perimeter Bridge					
Août	31	21	16	13	11
Septembre	25	15	11	8	6
Octobre	16	10	7	5	4
Novembre	19	12	8	6	5
Rivière Rouge — Barrage de Lockport					
Août	24	14	10	7	5
Septembre	21	10	6	4	3
Octobre	18	11	7	5	4
Novembre	20	11	7	5	4
Rivière Assiniboine — Main Street Bridge					
Août	0	0	0	0	0
Septembre	0	0	0	0	0
Octobre	0	0	0	0	0
Novembre	11	6	4	3	3

Cette analyse semble indiquer qu'il existe un risque significatif d'incidence écologique associé au rejet d'ammoniac dans les effluents d'eaux usées provenant du réseau d'égouts de Winnipeg. Aux fins de la présente évaluation, « effet toxique » s'entend d'une diminution de 20 % du taux de croissance ou d'une inhibition à 20 % de la reproduction. L'importance du risque peut être quantifiée; ainsi, la probabilité que des effets se manifestent chez au moins 5 % des espèces d'eau douce les plus sensibles dans la rivière Rouge varie de 10 % à 31 %, selon le mois d'exposition et le lieu. La probabilité d'observer le même niveau d'effet chez au moins 10 % des espèces les plus sensibles varie de 5 % à 21 %, là encore selon le mois et le lieu. Le tronçon de la rivière visé par cette étude s'étend sur une distance d'environ 30 km.

Il est peu probable que des effets significatifs se produisent chez le biote dulçaquicole de la rivière Assiniboine, à environ 20 km en aval du point de rejet, bien que l'on puisse s'attendre à certains effets à cet endroit, en novembre. Les effets en amont du pont n'ont pu être quantifiés.

La ville de Winnipeg mène actuellement une évaluation écotoxicologique spécifique du site de ses effluents municipaux.

3.1.2.4 Discussion de l'incertitude

Les analyses de l'incertitude visent à décrire et à interpréter les lacunes de l'information susceptibles de nuire à la réalisation ou à l'interprétation d'une évaluation des risques. Le but de ces analyses est de fournir au gestionnaire des risques l'information la plus complète qui soit sur les effets potentiels de l'exposition. Dans l'analyse des risques, plusieurs sources peuvent contribuer à l'incertitude scientifique, notamment l'insuffisance des données scientifiques, la variabilité naturelle, les erreurs de mesure, les erreurs d'échantillonnage et la formulation d'hypothèses erronées. L'incertitude peut également être attribuable à une erreur de spécification du modèle, y compris à des erreurs dans les statistiques, les paramètres et les conditions initiales, ainsi qu'à l'incapacité de bien saisir le jugement des spécialistes (SETAC, 1997).

Il existe plusieurs sources majeures d'incertitude associées à l'évaluation du risque que présente l'ammoniac pour l'environnement. La principale source d'incertitude vient de l'estimation d'une VCT chronique à l'extrémité inférieure de l'échelle de toxicité. Dans le cas présent, cette valeur a été estimée à 0,041 mg/L (limites de prévision à 95 % — 0,02 à 0,06 mg/L), ce qui est juste en deçà de la plus faible CE_{20} estimée à partir des études de toxicité publiées. Les autres sources importantes d'incertitude comprennent la période d'exposition réelle du poisson, l'application d'une évaluation générale à un cas particulier, l'absence de données récentes sur la concentration ambiante dans la plupart des milieux au Canada, ainsi que la toxicité potentielle des autres composantes des effluents d'eaux usées qui peut constituer un facteur de confusion.

En ce qui a trait à l'exposition dans l'environnement, il est possible que l'on trouve au Canada des concentrations en ammoniac supérieures à celles mesurées et utilisées aux fins de la présente évaluation. Cependant, seules des données limitées étaient disponibles sur les taux d'ammoniac dans l'air où se produisent les plus importants rejets au Canada. À titre d'exemple, les taux de dépôt d'ammoniac sont actuellement relativement faibles dans l'ensemble du Canada, mais ils peuvent être très élevés à certains endroits, en particulier à proximité d'exploitations d'élevage intensif (p. ex., dans la vallée du bas Fraser).

Des trois études de cas utilisées pour l'analyse des rejets des stations de traitement des eaux usées, deux (port de Hamilton et Winnipeg) s'appuient sur des études bien documentées de surveillance de la qualité de l'eau. Dans le troisième cas (Edmonton), une vaste étude à court terme a été menée pour déterminer la dispersion de l'ammoniac dans le panache, ce qui a permis une modélisation du panache dans diverses conditions.

L'analyse de l'ammoniac libéré de l'eau interstitielle, lors de l'élimination des sédiments de dragage, laisse croire à des effets potentiellement nocifs sur les espèces marines. Il convient toutefois d'examiner avec prudence les résultats de cette analyse, compte tenu du peu de données sur les espèces marines.

Quant aux effets de l'ammoniac sur les organismes aquatiques et terrestres, l'incertitude vient inévitablement du fait que les effets potentiels sur les écosystèmes sont déterminés par extrapolation à partir des données de toxicité disponibles. L'évaluation de l'ammoniac s'appuie sur un nombre limité d'études rigoureuses en eau douce sur le terrain, ainsi que sur des exercices de modélisation et d'extrapolation à partir d'essais de toxicité en laboratoire. Le nombre relativement faible d'organismes qui peuvent couramment être mis en culture et analysés dans le cadre d'études de toxicité en laboratoire contribue à l'incertitude, lorsqu'il faut déterminer les réactions dans les populations naturelles par extrapolation à partir des essais de toxicité. Ceci étant dit, les Européens ont documenté des changements écologiques dans leurs écosystèmes sensibles qui sont vraisemblablement attribuables au dépôt atmosphérique d'ammoniac, et il est probable que les écosystèmes canadiens réagiront de façon similaire.

Afin de tenir compte de certaines de ces incertitudes, des coefficients prudents ont été utilisés, lorsqu'il y avait lieu, dans l'analyse du risque environnemental pour calculer les VESEO. Un coefficient est utile lorsqu'il existe peu de données de toxicité; de plus, de tels coefficients assurent généralement un niveau de protection de l'environnement, car il s'agit d'une méthode d'analyse prudente. Et, lorsqu'il existe de nombreuses sources d'incertitude (p. ex., sources d'incertitude liées aux essais de toxicité ou aux concentrations d'exposition), les coefficients offrent une méthode relativement facile de regrouper des sources multiples d'incertitude, alors qu'une analyse statistique complexe pourrait s'avérer à la fois peu pratique et coûteuse.

Les données sur la toxicité de l'ammoniac pour les espèces d'eaux chaudes sont limitées; en revanche, il existe une bonne base de données sur la toxicité de l'ammoniac pour les espèces d'eaux froides. Il est difficile de déterminer avec précision la période d'exposition, étant donné la mobilité de nombreuses espèces de poissons dans les rivières. Il est ainsi difficile d'estimer la toxicité dans la rivière Saskatchewan Nord, à cause du libre débit de la rivière et de la mobilité du poisson. Cependant, des relevés sur les organismes benthiques en amont et en aval des points de rejet viennent appuyer la conclusion de la toxicité des effluents d'eaux usées, bien que cette toxicité ne soit pas due nécessairement à l'ammoniac. Dans la rivière Rouge, par contre, les mouvements du poisson sont limités en aval du barrage de Lockport; de même, dans le port de Hamilton, l'écoulement de l'eau est fortement restreint, le lac Ontario limitant les déplacements du poisson. Par conséquent, la probabilité de surestimer le risque pour les espèces jugées essentielles au maintien de la structure et de la fonction de la communauté ou de l'écosystème a été jugée acceptable.

L'utilisation d'un groupe général d'espèces aquatiques indigènes dans la majeure partie du Canada peut constituer une autre source d'incertitude, car ce groupe d'espèces n'est pas présent dans tous les effluents d'eaux usées au Canada. Certaines espèces utilisées n'étaient pas répandues dans chacun des trois sites visés par les études de cas, bien que leur présence soit jugée possible. Certes, l'usage d'espèces propres à chaque site éliminerait cette incertitude; cependant, les données sur la toxicité sont limitées pour bon nombre d'espèces répandues au Canada. Qui plus est, un groupe propre au site ne serait pas nécessairement moins sensible que les espèces générales choisies ici; certaines espèces locales, par exemple le ménomini de montagnes (*P. williamsoni*), sont en effet plus sensibles à l'ammoniac que la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*).

Les principales analyses des données indiquent que le pH influe davantage que la température sur la toxicité aiguë (OMS, 1986; U.S. EPA, 1998). Aucune corrélation n'a pu être établie entre la température et la toxicité chronique, faute de données. Le fait de présumer, aux fins de la présente évaluation, que la toxicité augmente, et non diminue, avec la température porte à croire que la période qui va de la fin de l'été au début de l'automne est la période critique; il se pourrait toutefois que le risque de toxicité s'étende sur une plus longue période, du printemps à l'automne. Le cas échéant, la présente évaluation sous-estimerait la toxicité de l'ammoniac durant certains mois et la surestimerait à d'autres périodes.

La méthode probabiliste utilisée pour les études de cas permet de faire une estimation quantitative du risque (analyse de la répartition des effets et des concentrations d'exposition) et inclut donc bon nombre des incertitudes associées à la caractérisation des effets et de l'exposition. La principale source d'incertitude vient de l'estimation de la VCT.

Outre l'incertitude associée aux données sur l'exposition et les effets, il faut également tenir compte de l'incertitude biologique et écologique, c'est-à-dire de la possibilité que des organismes comme les végétaux se rétablissent de l'exposition et aussi des effets des multiples facteurs d'agression vraisemblablement présents. L'ammoniac est une composante constante des eaux usées, mais sa concentration varie considérablement en fonction des fluctuations observées dans les villes qui génèrent les effluents. Il a également été démontré que les organismes tolèrent mieux les concentrations plus élevées en ammoniac si l'exposition se produit de façon intermittente plutôt que continue. De plus, les effluents d'eaux usées forment des mélanges complexes, qui sont déversés dans des écosystèmes qui diffèrent et qui réagissent différemment. Il s'agit habituellement d'estuaires ou de systèmes marins côtiers, de systèmes lacustres ou de petites et grandes rivières. Or les effets potentiels sur ces écosystèmes ne sont pas attribuables uniquement à l'ammoniac, mais peuvent aussi être dus à un excès de chlore, à la présence de composés chlorés, de chloramines ou de métaux ou à la demande biochimique ou chimique en oxygène.

À titre d'exemple, la présence de chloramines pourrait constituer un facteur confusionnel de toxicité, dans la rivière Saskatchewan Nord en aval d'Edmonton, car la ville d'Edmonton traite son eau potable aux chloramines et désinfecte ses eaux usées avec du chlore. Une évaluation de la toxicité des chloramines, en vertu de la LSIP, est actuellement en cours et les effluents d'eaux usées chlorées ont été déterminés comme « toxiques » au sens de la LCPE, en vertu du programme d'évaluation de la LSIP. Comme le taux d'oxygène dissous est habituellement élevé dans cette rivière, la pénurie d'oxygène n'est sans doute pas un facteur qui influe sur la toxicité. En revanche, une quantité excessive de matière organique pourrait également créer un milieu enrichi, propice à certains organismes tolérants aux polluants.

Les nombreuses industries et villes en bordure du port de Hamilton ont une grande incidence sur cet écosystème. Les sédiments sont généralement contaminés par des métaux, des biphényles polychlorés et des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Durant l'été, les eaux de fond deviennent anoxiques, sans doute à cause du faible échange d'eau avec le lac Ontario, de la dégradation biologique de la matière organique dans les eaux usées, de la nitrification de l'ammoniac et de la dégradation biologique des sédiments.

Winnipeg ne désinfecte pas ses eaux usées; l'excès de chlore ne constitue donc pas un problème. La ville traite toutefois son eau potable au chlore, un procédé qui peut donner lieu à un excès de chlore et causer une exposition à court terme aux chloramines à cause de la réaction entre le chlore et l'ammoniac. La rivière Rouge, en aval de Winnipeg, a un débit lent, mais est relativement profonde. Des études antérieures ont fait état d'une certaine courbe d'oxygène, un phénomène quelque peu favorisé par la croissance excessive des algues en aval des stations d'épuration.

L'information présentée dans cette évaluation des risques montre que l'ammoniac est une substance chimique préoccupante. Il est important toutefois de se rappeler que la toxicité de l'ammoniac a été évaluée indépendamment des autres facteurs d'agression, y compris des autres effets de l'ammoniac, comme ses effets en tant qu'élément nutritif dans la production primaire et ses effets sur les concentrations en oxygène dissous dus à la nitrification et à la respiration des végétaux.

3.1.2.5 Interprétation de l'importance écologique

La toxicité de l'ammoniac en aval d'un point de rejet des eaux usées varie en fonction d'un grand nombre de paramètres, les plus importants étant la concentration en ammoniac de l'effluent, la température de l'eau, le pH de l'eau, le débit du cours d'eau et le débit des effluents. La manière dont l'effluent est rejeté dans le cours d'eau récepteur est également importante; ainsi, un diffuseur multivoies dilue l'ammoniac plus rapidement dans la colonne d'eau et cette substance présente alors moins de risque qu'un effluent rejeté dans l'eau sous forme de panache unique. Les panaches discrets provenant d'une source ponctuelle ont tendance à se disperser lentement dans les cours d'eau à moins qu'ils ne se trouvent dans un milieu très énergétique, c'est-à-dire qu'ils ne soient exposés à des marées ou à de forts courants. Par ailleurs, on ne peut écarter la température de l'équation sur la toxicité, étant donné le manque d'information pertinente sur la toxicité relative de l'ammoniac à différentes températures.

Le risque de toxicité aiguë ou chronique, dans un écosystème aquatique situé en aval d'un point de rejet des eaux usées ou d'une autre source ponctuelle d'ammoniac, est maximal lorsque les trois conditions suivantes sont réunies : faible débit, température élevée et pH élevé. Or ce sont des conditions que l'on retrouve habituellement à la fin de l'été et au début de l'automne. La température et le pH ont pour effet d'augmenter la proportion d'ammoniac non ionisé qui atteint alors des niveaux de toxicité chronique, alors que le faible débit fait en sorte que la capacité de dilution devient insuffisante pour la quantité d'ammoniac présente. Le risque de toxicité est très faible dans l'ensemble du Canada, entre décembre et avril, en raison de la basse température de l'eau et du pH réduit. La majeure partie de l'écoulement d'ammoniac qui provient du ruissellement agricole se produit au début du printemps, avant que cette substance ne puisse se lier au sol; cette source n'a donc pas d'effet significatif sur les écosystèmes aquatiques.

L'incidence écologique de l'ammoniac dans les écosystèmes aquatiques est susceptible de se manifester par une toxicité chronique du composé à l'égard des invertébrés benthiques et des populations de poissons, qui cause une réduction de la capacité de reproduction et du taux de croissance des jeunes. Ces effets subtils risquent de passer inaperçus sur une certaine distance, en aval de l'exutoire. Ce que l'on observe généralement est une diminution des effectifs d'une

espèce sensible et, à moins d'un recrutement continu auprès de populations non touchées, la population atteinte peut finir par disparaître. Les effets toxiques sur les écosystèmes aquatiques peuvent s'exercer sur de nombreux kilomètres en aval d'un important point de rejet. Il est très difficile de déterminer l'incidence sur les populations de poissons, en raison de la mobilité de nombreuses espèces de poissons et du recrutement en provenance de régions non touchées. Les invertébrés benthiques constituent un bien meilleur indicateur, car ils sont peu mobiles durant la majeure partie de leur cycle biologique. En aval du point de rejet d'Edmonton, on a observé une forte perturbation de la diversité et de la structure de la communauté benthique, sur plus de 20 km. Certains insectes sensibles aux polluants étaient toujours absents, même à une distance de 100 km en aval. Il est toutefois difficile de déterminer si cet effet est dû à l'ammoniac, à une autre des composantes majeures des effluents d'eaux usées ou à un ensemble de facteurs.

L'ammoniac est un élément essentiel à la vie, qui sert d'élément nutritif aux producteurs primaires. Certains écosystèmes terrestres en Europe, en particulier les forêts de conifères, les marécages et les marais, sont fortement touchés par un excès d'azote dont la majeure partie est sous forme d'ammoniac. Les rejets d'ammoniac aux Pays-Bas, en Belgique, en Allemagne et au Royaume-Uni proviennent essentiellement des exploitations agricoles intensives. Dans ces cas, la perturbation écologique est due à l'eutrophisation terrestre et à une réaction toxique pour les mycorrhizes bénéfiques qui vivent en symbiose sur les racines des arbres. L'équilibre nutritionnel des écosystèmes est perturbé, et les végétaux dominants existants sont détruits ou remplacés par d'autres, mieux en mesure d'utiliser l'azote. Ce phénomène n'a pas été observé au Canada, où le plus vaste territoire assure une plus grande dilution de l'ammoniac et où l'on ne compte pas autant d'écosystèmes sensibles à proximité de sources d'ammoniac. Il existe cependant des endroits au Canada où cela pourrait se produire, que l'on pense à la vallée du bas Fraser.

L'eutrophisation aquatique est généralement limitée, non pas par l'ammoniac, mais par le phosphore, une allégation qui a récemment été confirmée par une étude menée conjointement par Environnement Canada, Pêches et Océans Canada et Agriculture et Agroalimentaire Canada. Les effets écologiques dus à l'eutrophisation aquatique provoquée par des concentrations excessives en ammoniac sont donc faibles. Cependant, il existe au Canada au moins un exemple d'un système aquatique affecté par l'azote. Ainsi, il est probable que les charges d'ammoniac ont une incidence sur les lacs Qu'Appelle en Saskatchewan, en aval de Regina, car la ville de Regina n'élimine pas l'azote provenant de ses effluents d'eaux usées.

Les organismes benthiques et les macrophytes aquatiques en aval de la station de traitement des eaux usées d'Edmonton sont fortement touchés par les effluents, dont une des composantes majeures est l'ammoniac. La répartition et l'abondance de nombreux insectes aquatiques ont ainsi été modifiées et la croissance des macrophytes aquatiques augmente considérablement en aval du point de rejet; ces effets sont attribuables en majeure partie à l'apport excessif d'éléments nutritifs, y compris d'ammoniac.

En raison de l'interaction entre le pH et la température des eaux réceptrices, les eaux les plus menacées par l'ammoniac rejeté par les stations de traitement des eaux usées sont celles dont le pH est habituellement basique, dont la température est relativement élevée durant l'été et dont le débit est lent. Au Canada, les températures durant l'hiver, quel que soit le pH, sont suffisamment basses pour maintenir la formation d'ammoniac non ionisé en deçà du seuil toxique. Les conditions potentiellement toxiques commencent habituellement en mai et peuvent

persister jusqu'au début d'octobre, selon le cours d'eau et la variation annuelle du pH, de la température et du taux d'oxygène dissous. En général, les eaux potentiellement sensibles à l'ammoniac provenant des stations de traitement des eaux usées se trouvent dans le sud de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba et de l'Ontario, ainsi que sur la rive sud du Saint-Laurent, au Québec.

Dans les provinces maritimes et en Colombie-Britannique, la majeure partie des rejets des zones urbaines sont déversés dans un grand cours d'eau (rivière Saint-Jean, fleuve Fraser), dans les lacs ou directement dans l'océan. On possède peu d'informations, ou d'indications, sur les effets potentiellement significatifs de ces rejets sur les milieux récepteurs, en raison principalement de la forte capacité de dilution de ces plans d'eau.

3.2 LCPE 1999, 64*b*): Environnement dont dépend la vie

L'ammoniac ne cause pas l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique ni ne contribue de façon significative à la formation d'ozone troposphérique; de plus, sa contribution potentielle aux changements climatiques est négligeable.

3.3 Conclusions proposées

LCPE 1999, 64*a*) : D'après les données disponibles sur les rejets d'ammoniac provenant des stations municipales de traitement des eaux usées et sur les conditions aquatiques généralement observées en aval de bon nombre de ces points de rejet au Canada, on en conclut que l'ammoniac pénètre dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions constituant ou de nature à constituer un danger immédiat ou à long terme pour l'environnement ou sa diversité biologique.

LCPE 1999, 64*b*) : D'après les données disponibles, on conclut que l'ammoniac ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions constituant ou de nature à constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

Conclusion générale proposée : Sur la base d'une évaluation critique des données pertinentes, il est proposé que l'ammoniac soit considéré « toxique » au sens de l'article 64 de la LCPE.

3.4 Considérations relatives au suivi (mesures à prendre)

La conclusion de cette évaluation s'appuie sur l'analyse du risque que présentent les rejets d'ammoniac provenant des stations municipales de traitement des eaux usées. Il faudrait donc accorder la priorité à la recherche d'options visant à réduire l'exposition attribuable à cette source. De plus, comme la toxicité de l'ammoniac dépend de nombreuses variables spécifiques du site, l'examen des options visant à réduire l'exposition associée aux eaux usées municipales devrait lui aussi être fonction du site. Ainsi, si une ville ou une région déverse ses eaux usées dans un plan d'eau à forte capacité de dilution, des mesures de lutte contre l'ammoniac ne sont peut-être pas nécessaires, ou peut-être s'agit-il d'instaurer un meilleur système de dilution. Si, par contre, la capacité de dilution est insuffisante, un traitement additionnel peut alors être requis, ce traitement consistant habituellement à convertir l'ammoniac en nitrate. Un autre procédé qui

consiste à transformer les nitrates en azote réduit le risque de toxicité du nitrate et d'apport excessif en éléments nutritifs; un tel procédé est toutefois beaucoup plus coûteux.

Les résultats des évaluations prudentes préalables laissent croire que les rejets d'ammoniac de plusieurs autres sources peuvent eux aussi être nocifs pour l'environnement, mais il a été impossible de déterminer l'ampleur et l'étendue de ces effets nocifs en raison de l'insuffisance de données. Il est donc recommandé de recueillir davantage de données afin de déterminer s'il y aurait lieu d'entreprendre l'examen de mesures visant à réduire également l'exposition à l'ammoniac associée à ces sources. Les données à recueillir sont énumérées ci-après, par ordre de priorité :

- concentrations dans les eaux réceptrices dans lesquelles est déversé de l'ammoniac provenant d'importantes sources ponctuelles industrielles;
- concentrations dans les cours d'eau et les rivières du Canada dans lesquels s'écoulent les eaux de ruissellement agricole, y compris le ruissellement provenant de champs fertilisés au fumier et d'exploitations d'élevage intensif (parcs d'engraissement et exploitations laitières);
- dépôt d'ammoniac atmosphérique, dans des régions de référence et à proximité de sources ponctuelles et diffuses au Canada; et
- concentrations en ammoniac dans les eaux salées du Canada, aux points de rejet des eaux usées municipales.

4.0 BIBLIOGRAPHIE

Abeliovich, A. et Y. Azov. 1976. Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds, *Appl. Environ. Microbiol,* 31(6): 801-806 [cité dans U.S. EPA, 1985].

Aber, J.D., K.J. Nadelhoffer, P. Steudler et J.M. Melillo. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems, *BioScience* 39: 378-386.

Alabaster, J., D. Shurben et G. Knowles. 1979. The effect of dissolved oxygen and salinity on the toxicity of ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar L, J. Fish Biol.* 15: 705-712.

Allan, R.J., J.D.H. Williams, S.R. Joshi et W.F. Warwick. 1980. Historical changes and relationship to internal loading of sediment phosphorus forms in hypertrophic prairie lakes, *J. Environ. Qual.* 9: 199-206.

Anderson, A.-M., D. Trew, R. Neilson, N. MacAlpine et R. Borg. 1998a. Impacts of agriculture on surface water quality in Alberta: Haynes Creek study. *Agricultural Impacts on Water Quality in Alberta*, Rapports techniques, vol. 1, Entente Canada-Alberta pour un environnement durable en agriculture, ministère de l'Agriculture de l'Alberta.

Anderson, A.-M., D. Trew, R. Neilson, N. MacAlpine et R. Borg. 1998b. Impacts of agriculture on surface water quality in Alberta: provincial stream survey. *Agricultural Impacts on Water Quality in Alberta*, Rapports techniques, vol. 1, Entente Canada-Alberta pour un environnement durable en agriculture, ministère de l'Agriculture de l'Alberta.

Anderson, R., A. Anderson, A. Akena, J. Livingstone, A. Masuda, P. Mitchell, T. Reynoldson, D. Trew et M. Vukadinovic. 1986. *North Saskatchewan River: characterization of water quality in the vicinity of Edmonton (1982-1983). Part I. Introduction, water chemistry, chlorophyll, bacteriology,* Alberta Environmental Centre, Vegreville (Alberta).

Anlauf, K.G., J. Bottenheim, K. Brice, P. Fellin, H. Wiebe, R. Braman et G. Mackay. 1985. Measurement of atmospheric aerosols and photochemical products at a rural site in SW Ontario, *Atmos. Environ.* 19(11): 1859.

API (American Petroleum Institute). 1981. *The sources, chemistry, fate and effects of ammonia in aquatic environments,* Washington (D.C.) 145 p.

Asman, W. et A. Janssen. 1987. A long-range transport model for ammonia and ammonium for Europe, *Atmos. Environ.* 21(10): 2099-2119.

Asman, W.A., E. Pinksterboer, H. Maas, J.-W. Erisman, A. Waijers-Ypelaan, J. Slanina et T. Horst. 1989. Gradients of the ammonia concentration in a nature reserve: model results and measurements, *Atmos. Environ.* 23(10): 2259.

Bader, J.A. et J.M. Grizzle. 1992. Effects of ammonia on growth and survival of recently hatched channel catfish, *J. Aquat. Anim. Health* 4: 17-23.

Ball, I. 1967. The relative susceptibilities of some species of fresh-water fish to poisons — I. Ammonia, *Water Res.* 1: 767-775.

Barica, J. 1991. *Deformation of the nitrogen cycle in a lake receiving excessive loadings of ammonia*, Direction de la recherche sur les lacs, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.

Barthelmie, R.J. et S.C. Pryor. 1998. Implications of ammonia emissions for fine aerosol formation and visibility impairment — A case study from the Lower Fraser Valley, British Columbia, *Atmos. Environ.* 32: 345-352.

Barthelmie, R.J. et S.C. Pryor. 1999. *NH_x deposition to different surface types*. Rapport préliminaire présenté à Environnement Canada, Edmonton (Alberta), mars 1999 (inédit).

Bassett, M. et J.H. Seinfeld. 1983. Atmospheric equilibrium model of sulfate and nitrate aerosols, *Atmos. Environ.* 17(11): 2237-2252.

Beauchamp, E., G. Kidd et G. Thurtell. 1982. Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field, *Can. J. Soil Sci.* 62(1): 11-19.

Behra, P., L. Sigg et W. Stumm. 1989. Dominating influence of NH_3 on the oxidation of aqueous SO_2: the coupling of NH_3 and SO_2 in atmospheric water, *Atmos. Environ.* 23(12): 2691-2707.

Berthold, S. 1999. Communication personnelle. Quality Control Division, District régional de Vancouver, Burnaby (Colombie-Britannique).

Bobbink, R., D. Boxman, E. Fremstad, G. Heil, A. Houdijk et J. Roelofs. 1992. « Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna ». *In :* P. Grennfelt et E. Thornelof (éd.), *Critical loads for nitrogen — a workshop report,* Conseil des ministres des pays nordiques, Copenhague (Danemark), p. 111-159 (rapport NORD 1992:41).

Borgmann, U. 1994. Chronic toxicity of ammonia to the amphipod *Hyalella azteca*; importance of ammonium ion and water hardness. *Environ. Pollut.* 86: 329-335.

Boxman, A., H. van Dijk, A. Houdijk et J. Roelofs. 1988. « Critical loads for nitrogen with special emphasis on ammonium ». *In :* J. Nilsson et P. Grennfelt (éd.), *Critical loads for sulphur and nitrogen: report from a workshop held in Skokloster, Sweden, March 19–24, 1988,* Conseil des ministres des pays nordiques, Copenhague (*Miljo Report* 1988:15).

Bretthauer, R. 1978. Some ecological limits of tolerance to *Ochromonas sociabilis, Verh. Int. Verein. Limnol.* 20(3): 1850-1854 (cité dans OMS, 1986).

Broderius, S. et L. Smith. 1979. Lethal and sublethal effects of binary mixtures of cyanide and hexavalent chromium, zinc, or ammonia to the fathead minow (*Pimephales promelas*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*), *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 164-172.

Broderius, S., R. Drummond, J. Fiandt et C. Russom. 1985. Toxicity of ammonia to early life stages of the smallmouth bass at four pH values, *Environ. Toxicol. Chem.* 4: 87-96.

Brook, J., A. Wiebe, S. Woodhouse, C. Audette, T. Dann, S. Callaghan, M. Piechowski, E. Dabek-Zlotorzynska et J. Dloughy. 1997. Temporal and spatial relationships in fine particle strong acidity, sulphate, PM_{10}, and $PM_{2.5}$ across multiple Canadian locations, *Atmos. Environ.* 31: 4223-4236.

Brouwer, E., R. Bobbink, F. Meeuwsen et J. Roelofs. 1997. Recovery from acidification in aquatic mesocosms after reducing ammonium and sulphate deposition, *Aquat. Bot.* 56(2): 119-130.

Brown, V., D. Jordan et B. Tiller. 1969. The acute toxicity to rainbow trout of fluctuation concentrations and mixtures of ammonia, phenol and zinc, *J. Fish Biol.* 1: 1-9.

Buckley, J. 1978. Acute toxicity of un-ionized ammonia to fingerling coho salmon, *Prog. Fish Cult.* 40(1): 30-32.

Burkhalter, D. et C. Kaya. 1977. Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilized eggs and sac fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*), *Trans. Am. Fish. Soc.* 106: 470-475.

Burkholder, J.M., E.J. Noga, C.W. Hobbs, H.B. Glasgow, Jr. et S.A. Smith. 1992. New « phantom » dinoflagellate is the causative agent of major estuarine fish kills, *Nature* 358: 407-410; *Nature* 360: 768 (correction à l'article).

Bytnerowicz, A. et M.E. Fenn. 1996. Nitrogen deposition in California forests: A review, *Environ. Pollut.* 92(2): 127-146.

Bytnerowicz, A. et G. Riechers. 1995. Nitrogenous air pollutants in a mixed conifer stand of the western Sierra Nevada, California, *Atmos. Environ.* 29(12): 1369-1377.

Calamari, D., R. Marchetti et G. Vailati. 1981. Effects of long-term exposure to ammonia on the developmental stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). Rapp. P.-V. Reun., *Cons. Int. Explor. Mer* 178: 81-86.

Caraco, N.F. 1995. « Influence of human populations on P transfers to aquatic systems: a regional scale study using large rivers ». *In :* H. Tiessen (éd.), *Phosphorus in the global environment,* John Wiley, New York (N.Y.), p. 235-244.

Cardin, J. 1986. Note de service à D. Hansen. U.S. Environmental Protection Agency, Narragansett (Rhode Island) [cité dans U.S. EPA, 1989].

CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada,* Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Chambers, P.A. 1989. *Reconnaissance study of the Qu'Appelle Lakes*. Report on the September 1989 evaluation of aquatic macrophyte growth in the Qu'Appelle Lakes, Institut national de recherches en hydrologie, Environnement Canada (INRH Rapport n° 89090).

Chambers, P., E. Prepas, M. Bothwell et H. Hamilton. 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 435-439.

Chambers, P., K. Kent, M. Charlton, M. Guy, C. Gagnon, E. Roberts, G. Grove et N. Foster. 2000. *Nutrients and their impact on the Canadian environment*. Ébauche, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.

Charlton, M. 1997. Communication personnelle. Chef de projet, Assainissement des lacs, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario), le 18 avril 1997.

Charlton, M. et J. Milne. 1999. *Ammonia in Hamilton Harbour 1998*. Rapport préliminaire produit en collaboration avec la municipalité régionale de Halton et la municipalité régionale de Hamilton-Wentworth, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario), mars 1999.

Cheng, L. et R.P. Angle. 1996. Model-calculated interannual variability of concentration, deposition and transboundary transport of anthropogenic sulphur and nitrogen in Alberta, *Atmos. Environ.* 30(23): 4021-4030.

Cheung, Y. et M. Wong. 1993. Toxic effects of dredged sediments of Hong Kong coastal waters on clams, *Environ. Technol.* 14: 1047-1055.

Chu, B. 1997. Données inédites sur la qualité de l'eau au Canada, Direction de la conservation de l'environnement, Environnement Canada, Regina (Saskatchewan).

Clark, B. 1999. Lettre à M. Guy, Environnement Canada, au sujet des concentrations (mensuelles moyennes) de NH_3 (en N/L) dans l'effluent final rejeté par la station de traitement des eaux usées de la ville de Saskatoon, 15 janvier 1999.

Cole, J.J., B.L. Peierls, N.F. Caraco et M.L. Pace. 1993. « Nitrogen loading of rivers as a human-driven process ». *In :* M.J. McDonnell et S.T.A. Pickett (éd.), *Humans as components of ecosystems,* Springer-Verlag, New York (N.Y.), p. 141-157.

Colt, J. et G. Tchobanoglous. 1978. Chronic exposure of channel catfish, *Ictalurus punctatus*, to ammonia: effects on growth and survival, *Aquaculture* 15: 353-372.

Commission consultative auprès des ministres. 1995. *Rapport de la Commission consultative sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire dans le cadre* de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario), 26 p.

Cooke, S. 1996. *Phosphorus and nitrogen dynamics in streams draining agricultural and aspen dominated forest watersheds in the boreal plain.* Thèse de maîtrise, Département des sciences biologiques, Université de l'Alberta, Edmonton (Alberta).

Craig, G. 1999. *Ammonia sublethal toxicity data.* Rapport inédit préparé pour le compte d'Environnement Canada, Edmonton (Alberta).

Daniel, T., R. Wendt, P. McGuire et D. Stoffel. 1982. Nonpoint source loading rates from selected land uses, *Water Resour. Bull.* 19(1): 117-120.

de Bode, M. 1990. « Odour and ammonia emissions from manure storage ». *In :* V. Nielsen, J. Voorburg et P. L'Hermite (éd.), *Odour and ammonia emissions from livestock farming,* Elsevier Applied Science, Londres.

DeCoursey, P. et W. Vernberg. 1975. The effect of dredging in a polluted estuary on the physiology of larval zooplankton, *Water Res.* 9: 149-154.

Dederen, L. 1992. Marine eutrophication in Europe: Similarities and regional differences in appearance, *Sci. Total Environ.* 6 (Suppl.): 663-672.

Demal, L. 1983. *An intensive water quality survey of stream cattle access sites.* Projet de gestion environnementale de la rivière Stratford/Avon. Office de protection de la nature de la rivière Thames supérieure, London (Ontario) (rapport technique R-19).

Denmead, O., J. Simpson et J. Freney. 1977. A direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 1001-1004 [cité dans Freney *et al.*, 1982].

Denmead, O, J. Freney et J. Simpson. 1982. Atmospheric dispersion of ammonia during application of anhydrous ammonia fertilizer, *J. Environ. Qual.* 11(4): 568-572.

Department of Scientific et Industrial Research. 1967. « Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout ». *In : Effects of pollution on fish.* Report of the Director, 1967, Water Pollution Research Board. Her Majesty's Stationery Office, Londres (G.-B.), p. 56-65.

De Vries, W. 1992. « Empirical data and model results for critical nitrogen loads in the Netherlands ». *In :* P. Grennfelt et E. Thornelof (éd.), *Critical loads for nitrogen — a workshop report,* Conseil des ministres des pays nordiques, Copenhague (Danemark), p. 383-402 (rapport NORD 1992:41).

Diamond, J., D. Mackler, W. Rasnake et D. Gruber. 1993. Derivation of site-specific ammonia criteria for an effluent-dominated headwater stream, *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 649-658.

Dillon, P., L. Molot et W. Scheider. 1991. Phosphorus and nitrogen export from forested stream catchments in central Ontario, *J. Environ. Qual.* 20: 857-864.

Doneker, R. et G. Jirka. 1990. *Expert system for hydrodynamic mixing zone analysis of conventional and toxic submerged single port discharges (CORMIX1),* Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens (Ga.) (rapport technique EPA/600/3-90/012).

Downing, K. et J. Merkens. 1955. The influence of dissolved oxygen concentrations on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson), *Ann. Appl. Biol.* 43(2): 243-246.

Doyle, G.J., E. Tuazon, R. Graham, T. Mischke, A. Winer et J. Pitts. 1979. Simultaneous concentrations of ammonia and nitric acid in a polluted atmosphere and their equilibrium relationship to particulate ammonium nitrate, *Environ. Sci. Technol.* 13(11): 1416.

Duarte, C. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes, *Ophelia* 41: 87-112.

Dupont, J. 1998. Données inédites sur la qualité de l'eau, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec (Québec).

ECETOC (Centre européen d'écotoxicologie et de toxicologie des produits chimiques). 1994. *Ammonia emissions to air in western Europe,* Bruxelles (Belgique) (rapport technique n° 62).

Emerson, K., R. Lund, R. Thurston et R. Russo. 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature, *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 2379-2383.

Environnement Canada. 1984. *Guide pour les déversements de produits dangereux,* Direction des services techniques, Direction générale de la protection de l'environnement, 158 p.

Environnement Canada. 1997a. *Évaluations environnementales des substances d'intérêt prioritaire en vertu de la* Loi canadienne sur la protection de l'environnement. *Guide version 1.0, mars 1997,* Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Québec) (EPS 2/CC/3F).

Environnement Canada. 1997b. Étude sur les systèmes de collecte des eaux usées, données inédites, Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 1997c. Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD), 1996, Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 2000. Canadian Environmental Protection Act — *Priority Substances List — Supporting document for the environmental assessment of ammonia in the aquatic environment,* Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Québec).

Esmen, N. et R.B. Fergus. 1977. A qualitative analysis of atmospheric reactions between SO_2 and NH_3, *Sci. Total Environ.* 8(1): 69-77.

Evans, D. 1984. « The roles of gill permeability and transport mechanisms in euryhalinity ». *In :* W.S. Hoar et D.J. Randall (éd.), *Fish physiology,* vol. XB, Academic Press, New York (N.Y.), p. 239-283.

Fangmeier, A., A. Hadwiger-Fangmeier, L. Van der Eerden et H.-J. Jaeger. 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation — A review, *Environ. Pollut.* 86(1): 43-82.

Fekete, K. et L. Gyenes. 1993. Regional scale transport model for ammonia and ammonium, *Atmos. Environ.* 27A(7): 1099-1104.

Fenn, L. et L. Hossner. 1985. Ammonia volatilization from ammonium or ammonium forming nitrogen fertilizers. Springer-Verlag, New York (N.Y.) *Adv. Soil Sci.* 1: 123-169.

Feth, J. 1966. Nitrogen compounds in natural waters. A review, *Water Resour. Res.* 2: 41-58.

Fisher, D., A. Gambell, G. Likens et F. Burmann. 1968. Atmospheric contributions to water quality of streams in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, *Water Resour. Res.* 4: 1115-1126.

Freney, J., J. Simpson et O. Denmead. 1982. « Volatilization of ammonia ». *In :* J. Freney et J. Simpson (éd.), *Gaseous loss of nitrogen from plant–soil systems,* Martinius Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, La Haye (Pays-Bas), *Dev. Plant Soil Sci.* 9: 1-32.

Gangbazo, G., A. Pesant, G. Barnett, J. Charuest et D. Cluis. 1995. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers, *J. Environ. Qual.* 24: 420-425.

Gartner Lee Ltd. 1998. *Chloramine distribution in treated sewage effluent.* Rapport non publié préparé pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, North Vancouver (Colombie-Britannique).

Geadah, M. 1980. *National inventory of natural and anthropogenic sources and emissions of ammonia,* Environnement Canada (rapport EPS5/IC/1).

Gersich, F., D. Hopkins, S. Applegath, C. Mendoza et D. Milazzo. 1985. « The sensitivity of chronic endpoints used in *Daphnia magna* Straus life-cycle tests ». *In :* R.C. Bahner et D.J. Hansen (éd.), *Aquatic toxicology and hazard assessment: eighth symposium,* American Society for Testing and Materials, Philadelphie (Pa.), *Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ.* 891: 245-252.

Gibson, A., T. Dillon et R. Engler. 1995. *Naturally occurring levels of ammonia and sulfide in pore water: an assessment of the literature,* U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station (Technical Notes EEDP-01-34).

Giddens, J. 1975. *Contamination of water by air pollutants, especially ammonia from animal manures,* Department of Agronomy, University of Georgia, Athens (Ga.).

Gilliam, J., R. Daniels et K. Lutz. 1974. Nitrogen content of shallow groundwater in North Carolina Coastal Plain, *J. Environ. Qual.* 3: 147-151.

Gjessing, E.T. 1994. The role of humic substances in the acidification response of soil and water — results of the humic lake acidification experiment (Humex), *Environ. Int.* 20(3): 363-368.

Golder Associates. 1995. *Joint Municipal–Industry North Saskatchewan River Study,* vol. 3 et 4. Rapport présenté à la ville d'Edmonton.

Gouvernement du Canada. 1996. *L'état de l'environnement au Canada 1996*. Rapport sur l'état de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Gras, J. 1983. Ammonia and ammonium concentrations in the Antarctic atmosphere, *Atmos. Environ.* 17(4): 815-818.

Grayson, M. et D. Eckroth (éd.). 1978. *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*. 3^{e} éd., John Wiley & Sons, New York (N.Y).

Green, D. 1996. *Surface water quality impacts following winter applications of hog manure in the InterLake Region, Manitoba, Canada*, 1996, Gestion de la qualité de l'eau, ministère de l'Environnement du Manitoba (rapport n^{o} 96-14).

Grindley J. 1946. Toxicity to rainbow trout and minnows of some substances known to be present in waste water discharged to rivers, *Ann. Appl. Biol.* 33(1): 103-112.

Hall, R.I., P.R. Leavitt, R. Quinlan, A.S. Dixit et J.P. Smol. 1999. Effects of agriculture, urbanization and climate on water quality in the northern Great Plains, *Limnol. Oceanogr.* 44: 739-756.

Halliwell, D. 1998. Données inédites sur la qualité de l'eau, Direction de la conservation de l'environnement, Environnement Canada, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Hampson, B. 1977. The analysis of ammonia in polluted sea water. *Water Res.* 11: 305-308.

Heil, G. et W. Diemont. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland, *Vegetation* 53: 113-120.

Henry, J.L. 1995. *Ammonia in the environment: a review of literature,* Institut canadien des engrais, Ottawa (Ontario).

Hermanutz, R., S. Hedtke, J. Arthur, R. Andrew et K. Allen. 1987. Ammonia effects on microinvertebrates and fish in outdoor experimental streams, *Environ. Pollut.* 47: 249-283.

Hoek, G., M. Mennen, G. Allen, P. Hofschreuder et T. van der Meulen. 1996. Concentrations of acidic air pollutants in the Netherlands, *Atmos. Environ.* 30(18): 3141-3150.

Hoff, J., D. Nelson et A. Sutton. 1981. Ammonia volatilization from liquid swine manure applied to cropland, *J. Environ. Qual.* 10(1): 90-95.

Hoff, R., M. Harwood, A. Sheppard, F. Froude, J. Martin et W. Strapp. 1997. Use of airborne LIDAR to determine aerosol sources and movement in the Lower Fraser Valley, B.C., *Atmos. Environ.* 31: 2123-2134.

Howarth, R. 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems, *Ann. Rev. Ecol.* 19: 89-110.

Howarth, R.W., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J.A. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudeyarov, P. Murdoch et Z. Zhu. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine inputs of N and P for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences, *Biogeochemistry* 35: 75-139.

Howell, E.T., C.H. Marvin, R.W. Bilyea, P.B. Kauss et K. Sommers. 1996. Changes in environmental conditions during *Dreissena* colonization of a monitoring station in eastern Lake Erie, *J. Great Lakes Res.* 22(3): 744-756.

Hutchinson, G. et F. Viets, Jr. 1969. Nitrogen enrichment of surface water by absorption of ammonia volatilized from cattle feedlots, *Science* 166: 514-515.

Hutchinson, G., A. Mosier et C. Andre. 1982. Ammonia and amine emissions from a large cattle feedlot, *J. Environ. Qual.* 11(2): 288-293.

ICE (Institut canadien des engrais). 1997. *Environmental report card,* Ottawa (Ontario).

INRP (Inventaire national des rejets de polluants). 1996. *Rapport sommaire,* Environnement Canada, Approvisionnements et Services Canada (n° En40-495/1-1996F au catalogue).

IRC Inc. 1997. *Iona deep sea outfall 1996,* Programme de surveillance environnementale, Qualité de l'eau des plans récepteurs. Rapport combiné préparé pour la Quality Control Division, District régional de Vancouver, Burnaby (Colombie-Britannique).

Janzen, H., S. McGinn et E. Bremer. 1997. *Identifying and exploiting non-fertilizer N inputs to spring wheat,* Station de recherches d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, Lethbridge (Alberta). Préparé pour l'Institut de recherches agricoles de l'Alberta, dans le cadre du programme de recherche « Farming for the Future ».

Jennejohn, D., M. Newburger, K. Cheng et J. Wilkin. 1996. *1995 emission inventory of agricultural sources in British Columbia and the Lower Fraser Valley.* Rapport préparé par Levelton and Associates pour Environnement Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).

Jirka, G., P. Akar et J. Nash. 1996. *Recent enhancements on the Cornell Mixing Zone Expert System*, rapport technique, DeFrees Hydraulics Laboratory, Cornell University, Ithaca (N.Y.) (doit également être publié par l'Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Ga.).

Jones, G., J. Nash et G. Jirka. 1996. *CORMIX3: An expert system for mixing zone analysis and prediction of buoyant surface discharges,* rapport technique, DeFrees Hydraulics Laboratory, Cornell University, Ithaca (N.Y.).

Jones, J., B. Borofka et R. Bachmann. 1976. Factors affecting nutrient loads in some Iowa streams, *Water Res.* 10: 117-122.

Kenney, B.C. 1990. *Dynamics of phosphorus in a chain of lakes: the Fishing Lakes,* Institut national de recherches en hydrologie, Environnement Canada, Burlington (Ontario) (INRH document n° 44; Série scientifique de la DGEI n° 176).

Klemm, R. et J. Gray. 1982. « Acidity and chemical composition of precipitation in central Alberta, 1977–1978 ». *In : Proceedings: Acid Forming Emissions in Alberta and their Ecological Effect,* Edmonton (Alberta), 9-12 mars 1982.

Kohn, N.P., J.Q. Word, D.K. Niyogi, L.T. Ross, T. Dillon et D.W. Moore. 1994. Acute toxicity of ammonia to four species of marine amphipod, *Mar. Environ. Res.* 38: 1-15.

Korol, M. et G. Rattray. 1998. *Consommation, livraison et commerce des engrais au Canada 1996/1997,* Direction de la politique et des programmes de protection du revenu agricole, Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Lauriente, D. 1995. *CEH marketing research report: Ammonia, Chemical Economics Handbook,* SRI International.

Lekkerkerk, L., G. Heij et M. Hootsmans. 1995. *Dutch Priority Programme on Acidification, Ammonia: the facts,* Informatie en Kennis Centrum Landbouw et RIVM, Ministère du logement, de la planification et de l'environnement, La Haye (Pays-Bas) (rapport n° 300-06).

Lemon, E. et R. van Houtte. 1980 Ammonia exchange at the land surface, *Agron. J.* 72: 876-883 [cité dans Freney *et al.*, 1982].

Liebhardt, W., C. Golt et J. Tupin. 1979. Nitrate and ammonium concentrations of ground water resulting from poultry manure applications, *J. Environ. Qual.* 8(2): 211-215.

Likens, G., F. Bormann, N. Johnson, D. Fisher et R. Pierce. 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in Hubbard Brook watershed ecosystem, *Ecol. Monogr.* 40(1): 1-24.

Lin, H. et D. Randall. 1991. Evidence for the presence of an electrogenic proton pump on the trout gill epithelium, *J. Exp. Biol.* 161: 119-134.

Lloyd, R. 1961. The toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson), *Water Waste Treatment J.* 8: 278-279.

Lloyd, R. et D. Herbert. 1960. The influence of carbon dioxide on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). *Ann. Appl. Biol.* 48(2): 399-404.

Lockyer, D. et B. Pain. 1989. Ammonia emissions from cattle, pig and poultry wastes applied to pasture. *Environ. Pollut.* 56: 19-30.

Lockyer, D. et D. Whitehead. 1990. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. *Soil Biol. Biochem.* 22(8): 1137-1142.

Luebs, R., K. Davis et A. Laag. 1973. Enrichment of the atmosphere with nitrogen compounds volatilized from a large dairy area. *J. Environ. Qual.* 2(1): 137-141.

Manahan, S. 1994. *Environmental chemistry*. 6^{e} édition. CRC Press, Inc., Boca Raton (Floride).

Marsalek, J. et H. Ng. 1989. Evaluation of pollution loadings from urban nonpoint sources: methodology and applications. *J. Great Lakes Res.* 15(3): 444-451.

Mayes, M., H. Alexander, D. Hopkins et P. Latvaitis. 1986. Acute and chronic toxicity of ammonia to freshwater fish: a site-specific study. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 437-442.

McCormick, J.H., S.J. Broderius et J.T. Fiandt. 1984. Toxicity of ammonia to early life stages of the green sunfish *Lepomis cyanellus* [avec erratum]. *Environ. Pollut.* (Série A) 36: 147-163.

McDonald, K. 1999. *Atmospheric case studies*. Rapport interne. Environnement Canada, Edmonton (Alberta).

McGinn, S. et R. Pradhan. 1997. *Ammonia emissions from manure-amended soils*. Energy Resource and Development Report, Centre de recherches de Lethbridge, Agriculture et Agroalimentaire Canada.

MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1997. Données inédites du PWQMN (Provincial Water Quality Monitoring Network – réseau provincial de surveillance de la qualité de l'eau), pour la période 1994-1997, Direction de la surveillance et du compte rendu environnemental.

MEFQ (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec). 1998. *Évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales du Québec. Rapport d'étape. Campagne de caractérisation d'hiver,* Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et Environnement Canada, Montréal (Québec).

Merkens, J. et K. Downing. 1957. The effect of tension of dissolved oxygen on the toxicity of un-ionized ammonia to several species of fish, *Ann. Appl. Biol.* 45: 521-527.

Moller, D. et H. Schieferdecker. 1985. A relationship between agricultural NH_3 emissions and the atmospheric SO_2 content over industrial areas, *Atmos. Environ.* 19(5): 695-700.

Munroe, D.J. 1986. *Qu'Appelle Fishing Lakes nutrient loading study, 1980 to 1983*; rapport final. Environnement Canada, Regina (Saskatchewan) (WQB-WNR-86-02).

Nimmo, D., D. Link, L. Parrish, G. Rodriguez, W. Wuerthele et P. Davies. 1989. Comparison of on-site and laboratory toxicity tests: derivation of site-specific criteria for un-ionized ammonia in a Colorado transitional stream, *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 1177-1189.

NRC (National Research Council – Centre national de recherches). 1979. *Ammonia.* Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants, Division of Medical Sciences, Assembly of Life Sciences. University Park Press, Baltimore (Md.).

NRC (National Research Council). 1993. *Managing wastewater in coastal urban areas,* Committee on Wastewater Management for Urban Coastal Areas, National Academy of Sciences, Washington (D.C.)

Olson, B. Communication personnelle, le 9 septembre 1997 d'un chercheur scientifique, ministère de l'Agriculture de l'Alberta, Lethbridge (Alberta).

OMS (Organisation mondiale de la santé). 1986. *Ammonia,* Genève (Suisse) (Critères d'hygiène de l'environnement 54), 209 p.

Ott, W.R. 1995. *Environmental statistics and data analysis,* Lewis Publishers, Ann Arbor (Mich.).

Paerl, H. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as « new » nitrogen and other nutrient sources. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1154-1165.

Patni, N. 1991. « Overview of land applications of animal manure in Canada ». *In : Proceedings of the National Workshop on Land Application of Animal Manure,* Conseil de recherches agro-alimentaires du Canada.

Paul, J. 1997. *Ammonia emissions during hog production in Canada: cause for concern,* Centre de recherches agro-alimentaires de la région du Pacifique - Agassiz (rapport technique n° 134).

Peake, E. et R. Wong. 1992. *An evaluation of precipitation measurements in Alberta (1978-1990).* Rapport final présenté à la Environmental Quality Monitoring Branch, Environmental Assessment Division, ministère de l'Environnement de l'Alberta.

Pérez-Soba, M., T. Dueck, G. Puppi et P. Kuiper. 1995. Interactions of elevated CO_2, NH_3 and O_3 on mycorrhizal infection, gas exchange and N metabolism in saplings of Scots pine, *Plant Soil* 176: 107-116.

Pio, C., L. Castro, M. Cerqueira, I. Santos, F. Belchior et M. Salguerio. 1996. Source assessment of particulate air pollutants measured at the southwest European coast, *Atmos. Environ.* 30(19): 3309-3320.

Plass, M., H. Apsimon et B. Barker. 1993. A modeling study of the effect of ammonia on in-cloud oxidation and deposition of sulphur, *Atmos. Environ.* 27A(2): 223-234.

PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement). 1995. « Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres ». *In : Conférence intergouvernementale chargée d'adopter un programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres*, du 23 octobre au 3 novembre 1995, Washington (D.C.) [(COA)/LBA/IG.2/7].

Poucher, S. 1986. Note de service à D. Hansen, U.S. Environmental Protection Agency, Narragansett (R.I.) [cité dans U.S. EPA, 1989].

Pryor, S., R. Barthelmie, R. Hoff, S. Sakiyama, R. Simpson et D. Steyn. 1997a. REVEAL: characterizing fine aerosols in the Fraser Valley, B.C., *Atmosphere-Ocean* 35: 209-227.

Pryor, S., R. Hoff, R. Barthelmie et I. McKendry. 1997b. « Vertical and horizontal heterogeneity of aerosol loadings: Observations and modeling ». *In : Proceedings of Air & Waste Management Association/AGU Specialty Conference on Visual Air Quality, Aerosols, and Global Radiation Balance,* Air & Waste Management Association, Pittsburgh (Pa.), p. 516-528.

Pryor, S., R. Simpson, L. Guise-Bagley, R. Hoff et S. Sakiyama. 1997c. Visibility and aerosol composition in the Fraser Valley during REVEAL, *J. Air Waste Manage. Assoc.* 41(2): 147-156.

Przytocka-Jusiak, M. 1976. Growth and survival of *Chlorella vulgaris* in high concentrations of nitrogen, *Acta Microbiol. Pol.* 25(3): 185-197 [cité dans OMS, 1986].

Quinn, P., R. Charlson et T. Bates. 1988. Simultaneous observations of ammonia in the atmosphere and ocean, *Nature* 335(6188): 336-338.

Rajagopal, R. 1978. Impact of land use on groundwater quality in the Grand Traverse Bay region of Michigan, *J. Environ. Qual.* 7: 93-98.

Randall, D.J. *Ammonia production, excretion and toxicity in saltwater*. Rapport inédit, Département de zoologie, Université de la Colombie-Britannique, Vancouver (Colombie-Britannique).

Randall, D., J. Wilson, K. Peng, T. Kok, S. Kuah, S. Chew, T. Lam et Y. Ip. 2000. The mudskipper, *Periophthalmodon schlosseri*, actively transports NH_4^+ against a concentration gradient, *Am. J. Physiol.* Sous presse.

Rankin, D. 1979. *The influence of un-ionized ammonia on the long-term survival of sockeye salmon eggs,* ministère des Pêches et des Océans, Nanaimo (Colombie-Britannique) (rapport technique n° 912).

Reinbold, K. et S. Pescitelli. 1982. *Effects of exposure to ammonia on sensitive life stages of aquatic organisms*. Rapport présenté à la U.S. Environmental Protection Agency par la Illinois Natural History Survey, Champaign (Ill.).

Rodgers, G., J. Vogt, D. Boyd, L. Simser, H. Lang, T. Murphy et D.S. Painter. 1992. *Remedial action plan for Hamilton Harbour: environmental conditions and problem definition*, 2e éd., Accord Canada-Ontario relatif à la qualité de l'eau.

Ross, R. 1998. Communication personnelle. Laboratoire de la qualité de l'eau de la ville de Winnipeg, Winnipeg (Manitoba).

Ryan, A. 1998. Données inédites sur la qualité de l'eau. Direction de la conservation de l'environnement, Environnement Canada, North Vancouver (Colombie-Britannique).

Ryden, J., D. Whitehead, D. Lockyer, R. Thompson, J. Skinner et E. Garwood. 1987. Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK, *Environ. Pollut.* 48: 173-184.

Santé Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Liste des substances d'intérêt prioritaire, *Ammonia in the aquatic environment.* Documentation complémentaire, effets sur la santé. Ottawa (Ontario).

Sawatzky, K. 1999. Communication personnelle. Asset Management and Public Works, ville d'Edmonton (Alberta).

Schjoerring, J., S. Husted et M. Poulsen. 1998. Soil–plant–atmosphere ammonia exchange associated with *Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*, *Atmos. Environ.* 32: 507-512.

Schubauer-Berigan, M. et G. Ankley. 1991. The contribution of ammonia, metals and nonpolar organic compounds to the toxicity of sediment interstitial water from an Illinois River tributary, *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 925-940.

Schulze, E., W. de Vries, M. Hauhs, K. Rosen, L. Rasmussen, C.-O. Tamm et J. Nilsson. 1989. Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems, *Water Air Soil Pollut.* 48: 451-456.

Schuurkes, J. 1986. Atmospheric ammonium sulphate deposition and its role in the acidification and nitrogen enrichment of poorly buffered aquatic systems, *Experientia* 42: 351-357.

Schuurkes, J., I. Heck, P. Hesen, R. Leuven, J. Roelofs et H.C. Martin (éd.). 1986. « Effects of sulphuric acid and acidifying ammonium deposition on water quality and vegetation of simulated soft water ecosystems ». *In : Délibérations sur le Symposium international sur les précipitations acides, Muskoka (Ontario), du 15 au 20 septembre 1985*, *Water Air Soil Pollut.* 31: 1-22.

Scott, W. et E. Crossman. 1973. *Poissons d'eau douce du Canada*, Conseil de recherches sur les pêcheries du Canada (Bulletin 184).

Servant, J. et M. Delapart. 1983. « Concentrations and origins of NO_3^- and NH_4^+ in oceanic air ». *In : CACGP Symposium on Tropospheric Chemistry with Emphasis on Sulphur and Nitrogen Cycles and the Chemistry of Clouds and Precipitation,* août-septembre 1983, Oxford (G.-B.), 5e

Congrès international de la Commission de la chimie atmosphérique et de la pollution mondiale [cité dans OMS, 1986].

Servizi, J.A., D.W. Martens et R.W. Gordon. 1978. *Acute toxicity at Annacis Island primary sewage treatment plant,* Commission internationale des pêcheries de saumon du Pacifique (rapport d'étape n° 38).

SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). 1997. *Ecological risk assessment of contaminated sediments,* Chapter 13, Critical issues in methodological uncertainty, Special Publication Series, SETAC Press, Pensacola (Fla.).

Shaw, R., A. Trimbee, A. Minty, H. Fricker et E. Prepas. 1989. Atmospheric deposition of phosphorus and nitrogen in central Alberta with emphasis on Narrow Lake, *Water Air Soil Pollut.* 43: 119-134.

Sheppard, S.C. 1999. *Effect of atmospheric ammonia on terrestrial plants — derivation of critical toxicity values*. Rapport inédit préparé pour Environnement Canada, Edmonton (Alberta).

Sims, J. et D. Moore. 1995. *Risk of pore water ammonia toxicity in dredged material bioassays,* U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg (Miss.) (Miscellaneous Paper D-95).

Smayda, T. 1997. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea, *Limnol. Oceanogr.* 42: 1137-1153.

Smith, W., T. Roush et J. Fiandt. 1984. *Toxicity of ammonia to early life stages of bluegill* (Lepomis macrochirus). Rapport interne, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth (Minn.) (EPA-600/x-84-175).

Solbé, J. et D. Shurben. 1989. Toxicity of ammonia to early life stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*), *Water Res.* 23(1): 127-129.

Spotte, S. et G. Adams. 1983. Estimation of the allowable upper limit of ammonia in saline waters, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10: 207-210.

Stewart, M., G. Marsh et S. Bertold. 1991. *Iona deep sea outfall*, 1991. Rapport sommaire du programme de surveillance, Division du contrôle de la qualité, District régional de Vancouver, Burnaby (Colombie-Britannique).

Suh, H.H., J.D. Spengler et P. Koutrakis. 1992. Personal exposures to acid aerosols and ammonia, *Environ. Sci. Technol.* 26(12): 2507-2517.

Swain, L. 1998. Communication personnelle. Données inédites sur la qualité de l'eau en Colombie-Britannique, Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Burnaby (Colombie-Britannique).

Swigert, J. et A. Spacie. 1983. *Survival and growth of warmwater fishes exposed to ammonia under low flow conditions,* U.S. Environmental Protection Agency, Washington (D.C.)

Tchir, R. 1998. Données inédites sur la qualité de l'eau en Alberta, Water Quality Branch, ministère de l'Environnement de l'Alberta.

Thurston, R.V. et R. Russo. 1983. Acute toxicity of ammonia to rainbow trout, *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 696-704.

Thurston, R.V., R. Russo et G. Phillips. 1983. Acute toxicity of ammonia to rainbow trout and fathead minnows, *Trans. Am. Fish. Soc.* 112(5): 696-710.

Thurston, R., G. Phillips, R. Russo et S. Hinkins. 1981a. Increased toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 983-988.

Thurston, R., R. Russo et G. Vinogradov. 1981b. Ammonia toxicity to fishes: effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species, *Environ. Sci. Technol.* 15: 837-840.

Thurston, R., R. Russo, E. Meyn, R. Zajdel et C. Smith. 1986. Chronic toxicity of ammonia to fathead minnows, *Trans. Am. Fish. Soc.* 115: 196-207.

Timmons, D. et R. Holt. 1977. Nutrient losses in surface runoff from a native prairie, *J. Environ. Qual.* 6(4): 369-373.

Touchton, J. et W. Hargrove. 1982. Nitrogen sources and methods of application for no-tillage corn production, *Agron. J.* 74: 823-826.

UGLCC (Upper Great Lakes Connecting Channels Study Workgroup). 1988a. *Geographic area report Detroit River* (rapport final), Environnement Canada, Toronto (Ontario).

UGLCC (Upper Great Lakes Connecting Channels Study Workgroup). 1988b. *Geographic area report St. Clair River* (rapport final), Environnement Canada, Toronto (Ontario).

UGLCC (Upper Great Lakes Connecting Channels Study Workgroup). 1988c. *Geographic area report St. Marys River* (rapport final), Environnement Canada, Toronto (Ontario).

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1985. *Ambient water quality criteria for ammonia — 1984,* Criteria and Standards Division, Washington (D.C.) (EPA-440/5-85-001).

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1989. *Ambient water quality criteria for ammonia (saltwater)*, Washington (D.C.) (EPA 440/5-88-004).

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1994. *Development and selection of ammonia emission factors,* Washington (D.C.) (EPA/600/R-94/190).

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1998. *Update of ambient water quality criteria for ammonia,* Washington (D.C.) (EPA 822-R-98-008).

Vamos, R. et R. Tasnadi. 1967. Ammonia poisoning in carp. 3. The oxygen content as a factor influencing the toxic limit of ammonia, *Acta Biol. (Szeged)* 13(3-4): 99-105.

Van der Eerden, L. 1982. Toxicity of ammonia to plants, *Agric. Environ.* 7(3–4): 223-236.

Van der Eerden, L., W. de Vries and H. van Dobben. 1998. Effects of ammonia deposition on forests in the Netherlands, *Atmos. Environ.* 32: 525-532.

Vezina, C. 1997. *National ammonia inventory.* Rapport inédit, Direction des données sur la pollution, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger et D.G. Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences, *Ecol. Appl.* 7: 737-750.

Vollenweider, R.A. 1992. « Coastal marine eutrophication: principles and control ». *In :* R.A. Vollenweider, R. Marchetti et R. Viviani (éd.), *Marine coastal eutrophication,* Elsevier, Amsterdam (Pays-Bas).

Walker, R. 1998. *Municipal effluent plume delineation modelling in selected Canadian rivers.* Rapport présenté à la Division des substances toxiques, Environnement Canada, Edmonton (Alberta), EBNFLO Environmental, Waterloo (Ontario).

WERF (Water Environmental Research Foundation). 1996. *Aquatic ecological risk assessment: a multi-tiered approach* (Version 2.0), Alexandria (Va.) (Projet 91-AER-1).

Wetzel, R. 1983. *Limnology,* 2e éd., CBS College Publishing, New York (N.Y.)

Williamson, D. 1998. Données inédites sur la qualité de l'eau au Manitoba, Ministère de l'Environnement du Manitoba.

Wilson, R., P. Wright, S. Munger et C. Wood. 1994. Ammonia excretion in freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the importance of gill boundary layer acidification: lack of evidence for Na^+–NH_4^+ exchange, *J. Exp. Biol.* 191: 37-58.

Wright, P., D. Randall et S. Perry. 1989. Fish gill boundary layer: a site of linkage between carbon dioxide and ammonia excretion, *J. Comp. Physiol.* 158: 627-635.

Yamamoto, N., H. Nishiura, T. Honjo, Y. Ishikawa et K. Suzuki. 1995. A long-term study of atmospheric ammonia and particulate ammonium concentrations in Yokohama, Japan, *Atmos. Environ.* 29(1): 97-103.

Yesaki, T. et G. Iwama. 1992. Some effects of water hardness on survival, acid–base regulation, ion regulation and ammonia excretion in rainbow trout in highly alkaline water, *Physiol. Zool.* 65: 763-787.

Zebarth, B., J. Paul, R. van Kleeck et C. Watson. 1997. *Impact of nitrogen management in agricultural production on water and air quality in the Lower Fraser Valley, British Columbia,* Centre de recherches agro-alimentaires de la région du Pacifique (Summerland), Agriculture et Agroalimentaire Canada (rapport technique n° 97-03).

ANNEXE A : ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES D'AMMONIAC AU CANADA

Catégorie/secteur	Émissions de NH_3 en 1980 (tonnes)	Émissions de NH_3 en 1990 (tonnes)	*	Émissions de NH_3 en 1995 (tonnes)	*
Sources agricoles					
Élevage					
Bovins et veaux	108 078	257 383	A	331 016	A
Porcs	6 293	92 439	A	106 822	A
Moutons et agneaux	525	2 468	A	2 492	A
Volaille		107 388	A	118 588	A
Chevaux		4 346	A	4 379	A
Animaux à fourrure (visons et renards)		279	A	279	A
Total – Élevage	114 896	464 304		563 576	
Épandage d'engrais					
Urée		86 081	A	109 232	A
Sulfate d'ammonium		3 070	A	4 183	A
Nitrate d'ammonium		2 292	A	2 199	A
Ammoniac anhydre	10 792	4 270	A	5 311	A
Solutions azotées		1 975	A	1 981	A
Monophosphate d'ammonium		4 565	A	4 948	A
Phosphate diammonique		2 213	A	1 562	A
Autres engrais phosphatés		9	A	0	A
Autres engrais		2	A	1 925	A
Total – Épandage d'engrais	10 792	104 475		131 340	
Cultures (végétaux)					
Ensemble des cultures		ND		ND	
Ensemble de l'agriculture	**125 688**	**568 779**		**694 916**	
Combustion non industrielle de carburant					
Production d'électricité		492	B	528	A
Combustion commerciale		262	B	263	A
Combustion résidentielle de carburant	1 452	561	A	475	A
Chauffage résidentiel au bois		2 195	A	1 661	A
Total – Combustion non industrielle de carburant	**1 452**	**3 509**		**2 927**	
Sources mobiles					
Transport routier		3 385	A	3 737	A
Transport ferroviaire		254	A	230	A
Transport aérien		304	A	310	A
Transport maritime		203	A	192	A
Consommation de carburant hors route		608	A	658	A
Total – Sources mobiles	**0**	**4 754**		**5 128**	

Catégorie/secteur	Émissions de NH_3 en 1980 (tonnes)	Émissions de NH_3 en 1990 (tonnes)	*	Émissions de NH_3 en 1995 (tonnes)	*
Sources industrielles					
Production d'engrais	64 277	38 705	B	10 784	A
Fabrication de coke (métallurgie)	718	464	P	ND	P
Raffineries de pétrole	3 653	3 538	P	4 664	P
Carbonate de sodium	1 344			ND	
Industrie chimique		ND		ND	
Industrie pétrochimique		ND		5 698	
Secteurs amonts – pétrole et gaz		ND		ND	
Sources industrielles diverses		ND		8 307	
Combustion industrielle de carburant		ND	B	463	A
Combustion industrielle de bois		1 375	B	2 923	A
Total – Sources industrielles	**69 992**	**44 082**		**32 839**	
Sources diverses					
Incinération	306	252	A	355	A
Feux de forêts	15 911	2 989	A	15 023	A
Sources humaines	133	7 032	A	7 554	A
Consommation de cigarettes	6	5	A	5	A
Réfrigération		ND		ND	
Total – Sources diverses	**16 356**	**10 279**		**22 936**	
Sources naturelles					
Déchets biologiques	454 171	458 386	A	458 386	A
Animaux sauvages	35 407	43 993	A	43 993	A
Sources biosynthétiques (végétaux)		ND		ND	
Total – Sources naturelles	**489 578**	**502 379**		**502 379**	
Total – Canada	**703 066**	**1 133 783**		**1 231 672**	
Total pour le Canada (excluant les sources naturelles)	**213 488**	**631 404**		**758 745**	

Source : Vezina (1997).

Notes :

ND = Non disponible au moment de la publication

* Origine des données : P = sources ponctuelles seulement; A = sources diffuses; B = sources ponctuelles et diffuses

Inventaire de 1990 : Secteurs à compléter : secteurs industriels, réfrigération et végétaux (tous)

Inventaire de 1995 : Les données sur les sources ponctuelles ne sont pas disponibles; seules les sources diffuses ont été examinées (certaines données sont préliminaires).

Les données de 1980 sont tirées de Geadah (1980).

Les données de 1990 et 1995 sont basées sur les mêmes méthodes de calcul.

ANNEXE B : VENTILATION DES REJETS D'AMMONIAC PAR PROVINCE, SELON L'INRP (1996)

Province	Quantités libérées (tonnes)
Alberta	17 665
Ontario	7 552
Québec	1 914
Colombie-Britannique	1 802
Manitoba	1 291
Saskatchewan	865
Nouveau-Brunswick	789
Nouvelle-Écosse	106
Territoires du Nord-Ouest	41
Terre-Neuve	13
Île-du-Prince-Édouard	Aucune déclarée
Yukon	Aucune déclarée

ANNEXE C : DOUZE CENTRES URBAINS AYANT PRODUIT LES TAUX DE CHARGE EN AMMONIAC (TONNES/ANNÉE) LES PLUS ÉLEVÉS, EN 1995 OU 1996

Ville	Province	Type d'installation	Débit annuel moyen des effluents (millions m^3/année)	Conc. Annuelle moy. en NH_3 (mg/L)	Taux de charge en NH_3 (tonnes/année)
Communauté urbaine de Montréal	QC	Primaire	930	6,59	6 128
Grand Toronto	ON	Tertiaire	463	12,0	5 938
Grand Vancouver	CB	Primaire/secondaire	432	14,0	5 741
Winnipeg	MB	Secondaire	83	26,02	2 152
Edmonton métropolitain	AB	Secondaire	91	21,42	1 946
Hamilton	ON	Tertiaire/secondaire	115	13,00	1 499
Longueuil	QC	Primaire	114	9,79	1 121
Calgary	AB	Tertiaire/secondaire	146	5,02	996
Ville de Québec	QC	Secondaire	57	11,63	667
Région de Victoria	CB	Primaire	26	13,89	377
Burlington	ON	Tertiaire	27	13,89	370
Saskatoon[1]	SK	Primaire améliorée	30	11,78	352

[1] Le taux de charge à Saskatoon a sensiblement diminué après mai 1996, à la suite de l'introduction d'un système de traitement tertiaire. En 1998, la concentration moyenne en ammoniac a été de 0,68 mg/L et le taux de charge a été d'environ 21 tonnes par année (Clark, 1999).

ANNEXE D : ÉLABORATION DES FCD D'EXPOSITION POUR LA RIVIÈRE SASKATCHEWAN NORD

Les fonctions cumulatives de densité (FCD) d'exposition pour la rivière Saskatchewan Nord ont été établies selon la démarche décrite ci-après.

- Une analyse de sensibilité sommaire a été réalisée pour déterminer quelles variables d'entrée influaient le plus sur les taux prévus d'ammoniac dans la rivière (voir « Sensitivity analysis of river parameters on the size of the potentially toxic zone » dans la documentation technique complémentaire [Environnement Canada, 2000]).

- Cette analyse de sensibilité a permis de déterminer cinq variables importantes, qui sont : le débit de la rivière, la température, le pH, le débit des effluents et la concentration en ammoniac total. En raison de l'incertitude associée à l'utilisation des moyennes géométriques mensuelles comme taux d'ammoniac dans la rivière Saskatchewan Nord, les moyennes arithmétiques mensuelles ont été estimées pour les variables à distribution normale (température et pH de la rivière) et les moyennes géométriques mensuelles ont été utilisées pour les variables à distribution log-normale (débit de la rivière et des effluents, concentration en ammoniac dans l'effluent). À partir des moyennes ainsi calculées, les distributions normales ont été ajustées à la température et au pH (ce dernier paramètre étant déjà sur une échelle logarithmique), puis les distributions log-normales ont été ajustées aux trois autres variables d'entrée.

- Les données disponibles pour chacun de ces cinq paramètres ont ensuite été analysées afin d'en établir la distribution de chacun. Puis, chaque distribution a été introduite dans un programme statistique (Crystal Ball) afin d'élargir la distribution à l'aide d'une technique d'échantillonnage hypercubique latine et d'obtenir ainsi un ensemble de données plus vaste, pour étayer les prévisions. Les corrélations mesurées entre les variables d'entrée (p. ex., le débit des effluents et la concentration en ammoniac) ont été déterminées avant l'exercice d'échantillonnage.

- Cinq cents séries de paramètres ont ensuite été élaborées et introduites dans le modèle CORMIX, pour établir les prévisions pour un mois d'août normal, à six distances en aval du point de rejet des effluents (1, 2, 5, 10, 15 et 20 km). Cet exercice a permis d'obtenir 500 estimations du taux d'ammoniac non ionisé (au milieu du panache), à chacune des distances se trouvant entre 1 et 20 km en aval de la station d'épuration. Les distributions log-normales ont ensuite été ajustées aux données correspondant à chacune de ces distances.

- Cette distribution des points de données a été divisée en intervalles de taille égale (chaque intervalle allant de 0,000 à 58 unités). Le nombre de points de données dans chaque intervalle a servi à établir une FCD d'exposition pour chacune des distances à l'étude (1, 2, 5, 10, 15 et 20 km), en aval de la station de traitement des eaux usées Gold Bar.

ANNEXE E : ÉTABLISSEMENT DES FCD D'EXPOSITION POUR LA RIVIÈRE ROUGE

Les fonctions cumulatives de densité (FCD) d'exposition pour la rivière Rouge, entre août et novembre, ont été établies selon la démarche décrite ci-après.

- Pour chacun des mois à l'étude (août, septembre, octobre et novembre), les moyennes géométriques ont été calculées pour chacune des années incluses dans la base de données (1986-1997), et ce pour chaque poste d'échantillonnage (voir « Winnipeg water quality data » dans la documentation technique complémentaire [Environnement Canada, 2000]).

- Pour chaque mois (n = 4) et chaque station d'échantillonnage (n = 4), une distribution log-normale a été ajustée aux moyennes géométriques mensuelles, pour la période de 1986 à 1996, à l'aide du programme de modélisation statistique Crystal Ball. Après ajustement de la distribution log-normale, le programme Crystal Ball a été utilisé avec une technique d'échantillonnage hypercubique latine, pour élargir chaque ensemble de données à 10 000 points de données.

Cette série élargie de données a ensuite été divisée en un grand nombre de petits intervalles de taille égale. Le nombre de points de données dans chaque intervalle a été établi de manière à pouvoir élaborer une FCD pour chaque mois, à chaque site d'échantillonnage (voir, par exemple, la figure 44).

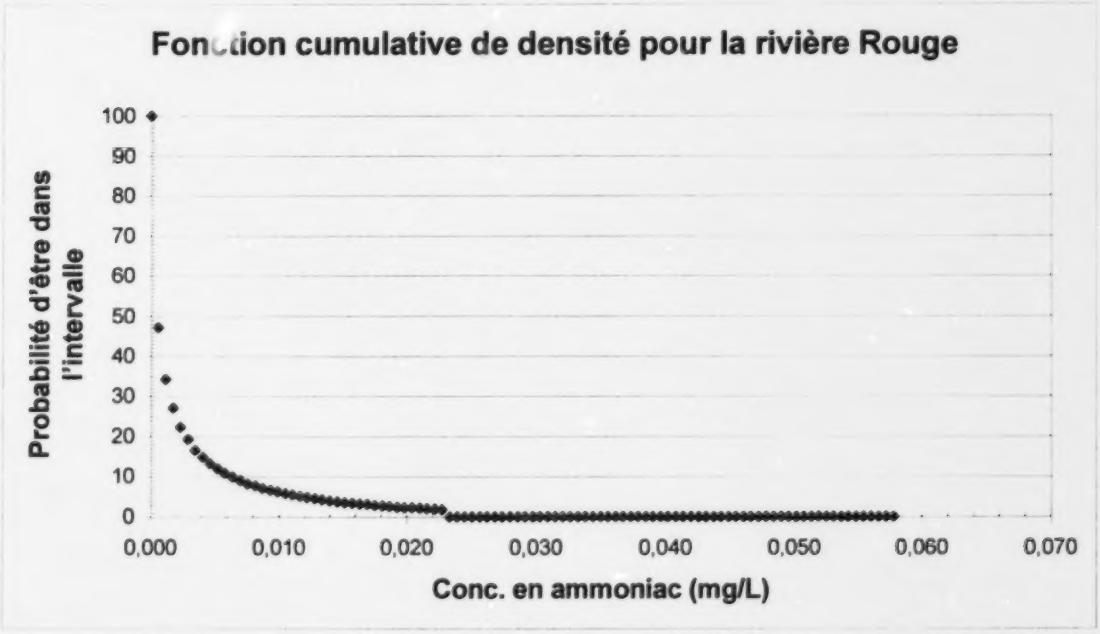


Figure 44 : Fonction cumulative de densité pour la rivière Rouge, au pont de Fort Garry, en août

ANNEXE F : STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉES POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES

Évaluation environnementale

Les données utiles à l'évaluation du caractère « toxique » de l'ammoniac dans le milieu aquatique au sens de la LCPE ont été obtenues de documents de synthèse, de textes de référence publiés et de recherches en ligne effectuées entre janvier 1996 et janvier 1999 dans les bases de données suivantes : Aquatic Science and Fisheries Abstracts (Cambridge Scientific Abstracts; 1978-1996), AQUIRE (Aquatic Toxicity Information Retrieval, U.S. Environmental Protection Agency), Biosis Previews (1969-1996), CESARS (Chemical Evaluation Search and Retrieval System, ministère de l'Environnement de l'Ontario et département des Ressources naturelles du Michigan), CHRIS (Chemical Hazard Release Information System, U.S. Coast Guard; 1964-1985), Current Contents (Institute for Scientific Information; 1996-1998), ELIAS (système automatisé intégré des bibliothèques de l'Environnement; bibliothèque d'Environnement Canada), Enviroline (R.R. Bowker Publishing Company; 1975-1996), Environmental Bibliography (1974-1995), MUD (Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités, Environnement Canada; 1996), NTIS (National Technical Information Service, département américain du Commerce; 1964-1996), Pollution Abstracts (Cambridge Scientific Abstracts; 1970-1996) et RTECS (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, U.S. National Institute for Occupational Safety and Health); les bases de données sur la qualité de l'eau d'Environnement Canada, de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba, de l'Ontario, du Québec, de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick et de Terre-Neuve et du Labrador ont aussi été consultées, de même que l'Inventaire national des rejets de polluants (Environnement Canada; 1994-1996). Des recherches ont aussi été faites entre 1997 et 1999 dans les réseaux de bibliothèques de tout le Canada. Des enquêtes auprès des industries et des municipalités du Canada, sauf au Québec, ont aussi été menées pour déterminer l'utilisation et les rejets d'ammoniac. D'autres données pertinentes ont été fournies volontairement par des municipalités et des entreprises. Les données obtenues après janvier 1999 n'ont pas été prises en considération dans la présente évaluation.